



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
Centro de Ciências Biológicas
Departamento de Ecologia e Zoologia
Laboratório de Biogeografia e Macroecologia Marinha



**ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DA PREDÇÃO DE NINHOS DE
TARTARUGAS MARINHAS E AVALIAÇÃO DE METODOLOGIA ANTI-
PREDÇÃO, NO LITORAL NORTE DA BAHIA**

Guilherme Ortigara Longo

Trabalho de conclusão de curso apresentado na disciplina BIO 5156, estágio 2, como parte integrante dos requisitos para obtenção do grau de bacharel em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Santa Catarina.

Orientador: Dr. Sergio Ricardo Floeter

Co-orientador: Oc. Fernando Dias Pazeto

Florianópolis, julho de 2008.

Dedico este trabalho à minha mãe e irmã, em quem me espelho sempre e sem as quais nada na minha vida seria possível.

E também ao meu tio Stephen Lopinski (*in memoriam*) que, entre outras coisas, me ensinou a amarrar os cadarços.

Agradecimentos

Caramba....os agradecimentos....

Muitas pessoas estão envolvidas em todo esse caminho até aqui! Chega a dar vontade de escrever páginas e páginas contando as histórias, frustrações, alegrias e contentamento. Porque na verdade é isso que me moveu até aqui: satisfação. Por todo encanto e determinação que imprimem em mim, um dos agradecimentos especiais é delas: das tartarugas marinhas. Chegamos até aqui e vamos em frente!

Quero agradecer imensamente as mulheres da minha vida, minha mãe e irmã. Pelo carinho, compreensão, apoio e amor incondicionais sempre! Vocês são meu porto seguro, mesmo que, às vezes, a milhares de quilômetros de distância! Desculpem mas não posso prometer que vou parar por aqui... hehe Obrigado por serem tudo o que são e por me ajudarem a ser o que sou! Amo vocês!

E também aos meus avós, por me proporcionarem uma base sólida e feliz pra vida toda! Obrigado pelas lições de vida diárias! A minha tia Bá pelo carinho, amor e dedicação que nos oferece e com quem compartilho o amor pelos bichos e coisas vivas. Cathy, por mostrar a todos, mesmo tão nova, que algumas coisas na vida são naturais e que o amor continua.

Por falar em família, aos muito mais que amigos do BHF (José, Juliana, Raquel, e Thiago, em ordem alfabética pra não gerar conflitos = P) pelos momentos mais estranhos e divertidos da minha vida! Cabe aqui um agradecimento especial (não fiquem com ciúmes) ao Thiago, um irmão que encontrei perdido pelo mundo. Parceiro de conversas pseudo-intelectuais ou vazias, regadas a uma cervejinha ou outra e, eventualmente, um bom vinho. Aliás, de uma conversa sem muita perspectiva em um cursinho de Balneário à formatura na Universidade! Valeu a força sempre e que isso não pare por aqui! Rumo ao Projeto Tiozão Bem Sucedido!hehe

Continuando com a família... TRIPLETS!!! Essa Universidade nunca teria sido a mesma sem vocês (Ceci e Ellen)! Quantas madrugadas, miguês e história pra contar! Valeu por tudo! Inclusive por me tolerar nessa época TCCística...hehe

Aos outros muitos amigos da biologia, duas que não posso deixar de citar: Aline (algumas histórias loucas né?hehe) e Fer (Flor! Valeu pela amizade e o carinho de sempre! Ah, e pelo Teatro Mágico! hehe). Vocês todos são parte disso tudo!

Agradeço também o oceanógrafo, amigo e co-orientador Fernando Dias Pazeto (Hulk), por todo companheirismo, amizade e, principalmente, confiança que depositou em mim durante a realização deste trabalho. Também ao professor Sergio Floeter que, mesmo longe das tartarugas, assumiu os desafios e riscos deste trabalho acreditando em mim.

Falando nisso, peixólogos de plantão! Valeu pelas discussões ecológicas, metodológicas e as sem compromisso. Isso com certeza nos engrandece muito como profissionais e amigos!

Ao Projeto TAMAR ICMBio, principalmente regional Bahia, pela oportunidade de desenvolver este trabalho. E ainda a todas as bases (não poucas... hehe) que me acolheram e participaram mais que ativamente da minha contínua formação pessoal e de biólogo. Incluindo todos os amigos que fiz nesse caminho.

Inclusive, aqui vai um agradecimento enorme a todos os tartarugueiros com quem tive a oportunidade de trabalhar, os quais me ensinaram muito mais sobre tartarugas e outras coisas que os “oniscientes” artigos do mundo acadêmico. Especialmente Peta, que teve a idéia das bandeiras, Pépe, que auxiliou muito na confecção do material de campo, Seu Raimundo e família por abrir a porta da sua casa até que eu me sentisse literalmente em casa, e ainda Beca e Carlinhos pelo auxílio na aplicação do método deste trabalho. E também a equipe de campo da Sub-base Mangue Seco, de todas as temporadas envolvidas nesse trabalho, principalmente: Soraya, João, Ivan e Marina. Sem todos vocês, essas páginas estariam em branco.

Aos membros da banca examinadora deste trabalho pela disponibilidade da participação e críticas que ainda estão por vir. Um agradecimento especial aos professores Paulo Simões Lopes e Tânia Tarabini Castellani pela disposição em colaborar com o trabalho, mesmo que as tartarugas estejam relativamente longe dos seus focos de pesquisa.

Por fim, porém não menos importantes aos amigos de Balneário e Floripa que ainda não se identificaram com os agradecimentos anteriores! Isso também se aplica aos familiares (viu Guti! Valeu por tudo Zééééé!).

Peço desculpas àqueles que não tiveram seus nomes citados nessa lista, ainda que devessem.

Valeu Galera!!!

Resumo

O litoral norte da Bahia representa o principal sítio reprodutivo de tartarugas marinhas no Brasil, ocorrendo desovas de, pelo menos, 4 espécies: *Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata*, *Lepidochelys olivacea* e raras ocorrências de *Chelonia mydas*. No entanto, algumas praias dessa região, com números representativos de desovas, estão sob forte pressão de predação animal. A área de estudo (19 km) enquadra-se nessa situação, contando com um elevado número anual médio de ninhos (518), figurando como o segundo maior sítio reprodutivo da espécie *L. olivacea* no País. Características que marcam a área como prioritária para a conservação de tartarugas marinhas. Foram analisadas cinco temporadas reprodutivas consecutivas entre 2003 e 2008, entre as quais houve uma alteração de estratégia de manejo, sendo que os ninhos anteriormente transferidos para cercado de incubação passaram a ficar nos locais originais de postura. O que resultou em um incremento da ordem de 20% nas taxas de predação e ninhos não identificados. As predações não apresentam relações diretas com a densidade dos trechos monitorados ($R^2 = 0,071$; $p > 0,05$), no entanto mostram-se muito relacionadas ao número total de ninhos nas praias em uma escala temporal ($R^2 = 0,868$; $p < 0,05$), atingindo seu pico em dezembro juntamente com o pico de atividade das tartarugas na região. Identificou-se o principal predador como o cachorro do mato, *Cerdocyon thous*, através de observação direta e identificação dos rastros deixados próximo de ninhos predados. De forma que a dinâmica da predação mostra-se fortemente relacionada com a biologia dessa espécie. A fim de minimizar os efeitos da predação, este trabalho apresenta e testa o método de bandeiras com e sem guizos. A metodologia proposta mostrou boa efetividade em relação aos ninhos sem bandeira, em ambas as variações: com guizo ($\chi^2 = 21,92$ g.l. = 1 $p < 0,001$) e sem guizo ($\chi^2 = 28,02$ g.l. = 1 $p < 0,001$), protegendo cerca de 95% dos ninhos com algum dos tratamentos. Não foi possível identificar diferenças entre o efeito das bandeiras com e sem guizo ($\chi^2 = 0,07$ g.l. = 1 $p > 0,05$). Acredita-se que a utilização da metodologia de bandeiras proposta por este trabalho e um aumento no esforço de monitoramento na área de estudo, deverão reduzir as taxas de predação e melhorar as proporções de identificação de ninhos. Dessa forma, o presente trabalho apresenta implicações fundamentais ao monitoramento, manejo e conservação das tartarugas marinhas em escala local e global.

Palavras chave: tartarugas marinhas, predação de ninhos, metodologia anti-predação, manejo, conservação.

Sumário

1. Introdução	13
2. Objetivos	18
2.1 Objetivo geral	18
2.2 Objetivos específicos	18
3. Material e métodos	19
3.1. Área de estudo	19
3.2. Monitoramento do Projeto TAMAR ICMBio em áreas de reprodução	22
3.3 Histórico da predação nas praias de Dunas, Coqueiro e Mangue Seco, Sub-base Mangue Seco.....	25
3.4 Histórico de monitoramento e estratégias de manejo na área de estudo.....	26
3.5 O método das bandeiras	27
3.6 Aplicação e avaliação da metodologia anti-predação, temporada 2007/2008	30
3.7 O estudo piloto	32
3.8 Da identificação do predador.....	33
3.9 Do armazenamento e análise dos dados.....	34
4. Resultados e Discussão	35
4.1 Os ninhos e a composição de espécies.....	35
4.2 A mudança na estratégia de manejo.....	42
4.3 O predador em questão	46
4.4 Da natureza das predações.....	50
4.5 Da distribuição espacial dos ninhos e das predações nas praias	51
4.6 Sazonalidade das desovas e das predações.....	59
4.7 Avaliação de metodologia anti-predação: o experimento das bandeiras	65
4.8 Avaliação das estratégias de manejo adotadas	76
5. Considerações finais: implicações para o manejo e conservação das tartarugas marinhas	80
6. Referências	87

Lista de Figuras

Figura 1. Área de monitoramento da Base de Sítio do Conde. (a) Área monitorada pela equipe da Sub-base Mangue Seco. (b) Área de monitorada pela equipe da Base de Sítio do Conde.	21
Figura 2. Mapa detalhado das praias monitoradas pela Base de Sítio do Conde e Sub-base Mangue Seco. As setas indicam no sentido sul-norte, as praias de Dunas, Coqueiro e Mangue Seco.....	26
Figura 3. a) Bandeira plástica utilizada no projeto piloto durante a temporada 2006/2007. b) Bandeira de pano utilizada durante o experimento durante a temporada 2007/2008. A estaca ao fundo sinaliza o ninho protegido, de acordo com a metodologia adotada pelo Projeto TAMAR-ICMBio.....	28
Figura 4. Bandeira utilizada na temporada 2007/2008, com detalhe para a aplicação dos guizos na borda inferior das bandeiras (BG).	29
Figura 5. Número total de ninhos na área de estudo durante as temporadas analisadas.	35
Figura 6. Proporção de ninhos de cada espécie na área de estudo, durante as últimas cinco temporadas reprodutivas.....	37
Figura 7. Proporção da composição de espécies em cada praia e em toda a área de estudo, durante as últimas cinco temporadas reprodutivas. No sentido sul-norte a Praia de Dunas (5 km), Coqueiro (6 km) e Mangue Seco (8 km) compondo 19 km de área total de monitoramento.	39

Figura 8. Distribuição dos ninhos entre os quilômetros das praias na área de estudo. Representando a, b e c a distribuição das espécies nos trechos das praias de Mangue Seco, Coqueiro e Dunas, respectivamente.41

Figura 9. O número total de ninhos (linha cheia) acompanhados pela taxa de predação (linha tracejada) entre as temporadas reprodutivas analisadas. A seta marca o momento da mudança de estratégia.....43

Figura 10. O número total de ninhos (linha cheia) acompanhado pela taxa de ninhos não identificados (linha tracejada) entre as temporadas reprodutivas analisadas. A seta marca o momento da mudança de estratégia.45

Figura 11. Identificação de *Cerdocyon thous*. a) Imagens de rastros e pegadas encontrados próximos a ninhos predados ou que sofreram tentativa de predação. b) *C. thous* atropelado em uma rodovia próxima da área de estudo.....46

Figura 12. Distribuição de *Cerdocyon thous* na América do Sul. Fonte: Beisiegel 1999, adaptado de Berta 1982.47

Figura 13. Ninho predado próximo de seu nascimento. A estaca numerada sinaliza o ninho, a tela evidente é posicionada para evitar predação animal.51

Figura 14. Número médio de ninhos por quilômetro nas praias da área de estudo, nas últimas 3 temporadas reprodutivas (05/06, 06/07 e 07/08). A média é indicada pelo traço central das caixas, cujas bordas superiores e

inferiores indicam, respectivamente, média mais e menos o desvio padrão. As linhas verticais (suíças) indicam o valor máximo e mínimo.....53

Figura 15. Distribuição dos ninhos nos quilômetros da área de estudo. Os números absolutos indicam o total de ninhos e os percentuais referem-se às taxas de predação nos quilômetros.....56

Figura 16. Regressão linear simples entre a taxa de predação e o número de ninhos observados em cada quilômetro. Cada marcador representa a intersecção desses valores em seu respectivo quilômetro. ($R^2 = 0,071$; $p > 0,05$).58

Figura 17. Utilização diferencial das praias na área de estudo em escala temporal. a) Sazonalidade de utilização da área de estudo pelas espécies, em números absolutos. b) Efeito da sazonalidade na proporção entre as espécies. Dados referentes às temporadas de 2005/2006, 2006/2007 e 2007/2008.....60

Figura 18. Distribuição temporal dos ninhos e da predação na área de estudo. Dados referentes às temporadas de 2005/2006, 2006/2007 e 2007/2008.....61

Figura 19. Regressão linear simples entre a taxa de predação e o número total de ninhos observados por mês. Cada marcador representa a intersecção desses valores em seu respectivo mês ($R^2 = 0,868$; $p < 0,05$). A linha de regressão indica a tendência da relação. Dados referentes às temporadas de 2005/2006, 2006/2007 e 2007/2008.....62

Figura 20. Disposição dos ninhos na praia de Dunas, de acordo com o tratamento recebido (SB, CB e BG). Dados da temporada 2007/2008.67

Figura 21. Disposição dos ninhos na praia de Coqueiro, de acordo com o tratamento recebido (SB, CB e BG). Dados da temporada 2007/2008.68

Figura 22. Disposição dos ninhos na praia de Dunas, de acordo com o tratamento recebido (SB, CB e BG). Dados da temporada 2007/2008.69

Figura 23. Proporção de ninhos predados e não predados por tratamento utilizado, em toda a área de estudo.71

Figura 24. Proporção de ninhos predados e não predados em cada praia, por tratamento utilizado.74

Figura 25. Comportamento dos principais parâmetros eleitos para avaliação das estratégias de manejo na área de estudo (proporção de filhotes vivos, proporção de ninhos não identificados e taxa de predação), ao longo das temporadas reprodutivas analisadas. Os quadros pontilhados agrupam os dados referentes às temporadas de manejo T e manejo I, respectivamente.77

Lista de Tabelas

Tabela 1. Estimativa do número de indivíduos envolvidos na predação de ninhos, a partir da contagem de rastros em ninhos que sofreram tentativas de predação na área de estudo.....49

Tabela 2. Área dos polígonos formados pela posição dos ninhos nos quilômetros da área de estudo. Número absoluto e densidade de ninhos nos quilômetros e na área total. Os dados apresentados nesta tabela referem-se apenas à temporada 2007/2008.54

Tabela 3. Número de ninhos por espécie e porcentagem do total de ninhos; número de predações e porcentagem do total de predações por espécie; taxa de predação por temporada reprodutiva na área de estudo (19 km), durante as temporadas de 2005/2006, 2006/2007 e 2007/2008. N.I. = Não identificado.64

Tabela 4. Quantidade de nutrientes e energia transportados do ambiente marinho para o ambiente terrestre por tartarugas marinhas (*Chelonia mydas* e *Eretmochelys imbricata*) que utilizavam as praias da região do Caribe para nidificação antes da chegada dos colonizadores europeus. Adaptado de Bouchard & Bjorndal 2000.83

“SEA TURTLE CONSERVATIONISTS AND MANAGERS MUST ADDRESS THE QUESTIONS OF ‘WHAT ARE SEA TURTLES WORTH’ AND ‘HOW MANY TURTLES DO WE NEED?’ ANSWERS TO THESE QUESTIONS REQUIRE ADDRESSING THE ECONOMIC AND OTHER VALUES WE PLACE UPON SEA TURTLES AND THE USES WE INTEND TO MAKE OF THEM. THUS, WE MUST CONSIDER ‘USE’ AND ‘NON-USE’ VALUES. USE VALUES INCLUDE COMSUMPTIVE USE (FOR EXAMPLE, HARVESTING FOR MEAT OR EGGS), NON-CONSUMPTIVE USE (FOR EXAMPLE, ECOTOURISM), AND POTENTIAL UNKNOWN FUTURE OPTIONS. NON-USE VALUES INCLUDE THE PERCEIVED VALUE OF LIVING IN A WORLD WITH SEA TURTLES AS OPPOSED TO LIVING IN A WORLD WITHOUT THEM, AND THE VALUE WE PLACE UPON BEQUEATHING TO OUR CHILDREN A WORLD WITH OR WITHOUT SEA TURTLES. THE DETERMINATION OF HOW MANY TURTLES WE NEED DEPENDS UPON THE ARENA IN WHICH WE HOPE TO ACHIEVE SUSTAINABILITY - - WHETHER IN AN ECONOMIC, ECOLOGICAL, LONG-TERM EVOLUTIONARY, OR SHORT-TERM CONSERVATION CONTEXT...

... IN OTHER WORDS, IT DEPENDS UPON HOW WILLING WE ARE TO RESTRICT OR CURTAIN OUR OWN CURRENT LEVEL OF INFLUENCE ON MARINE AND TERRESTRIAL SYSTEMS”

Nat B. Frazer

“WE DOUBT IF OUR GRANDCHILDREN WILL ACCEPT ANY EXCUSES IF WE FAIL.”

W. J. Ballantine & T. J. Langlois

1. Introdução

As tartarugas marinhas surgiram como um grupo bastante diversificado no início do Mesozóico, apresentando registros fósseis bastante diversos, mais de 50 gêneros e 100 espécies, alguns datando cerca de 200 milhões de anos (Frazier 1999). De acordo com a sistemática atual são animais vertebrados da classe Reptilia, ordem Testudines, subordem Cryptodira (Pough *et al.* 2003).

São reconhecidas atualmente sete espécies de tartarugas marinhas no mundo, representando duas famílias da subordem Cryptodira: Cheloniidae e Dermochelyidae. A primeira reúne seis espécies, divididas em três subfamílias: a Carettini, da qual fazem parte a tartaruga cabeçuda, *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), a tartaruga de pente, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766), tartaruga oliva, *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829), e ainda *Lepidochelys kempii* (Garman, 1880). A subfamília Chelonini, que inclui a tartaruga verde, *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) e, por fim, a subfamília Natatorini, representada por *Natator depressus* (Garman, 1880). Já a família Dermochelyidae é representada por apenas uma espécie, a tartaruga de couro ou gigante, *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) (Meylan & Meylan 1999; Bowen & Karl 2007).

Há ainda uma discussão acerca de uma suposta oitava espécie, *Chelonia agassizii*. No entanto dados morfológicos, bioquímicos e genéticos publicados mostram-se conflitantes, de forma que esses indivíduos são atualmente considerados como da espécie *Chelonia mydas* (Meylan & Meylan 1999; Bowen & Karl 2007).

Das sete espécies de tartarugas marinhas existentes no mundo, cinco são encontradas no litoral brasileiro: *Caretta caretta*, *Chelonia*

mydas, *Eretmochelys imbricata*, *Dermochelys coriacea* e *Lepidochelys olivacea* (Marcovaldi & Marcovaldi 1999; ver anexo 1).

As tartarugas marinhas requerem uma ampla variedade de habitats, tanto terrestres quanto aquáticos. Já que utilizam as praias para postura dos ovos e desenvolvimento embrionário, e o ambiente marinho para desenvolvimento, alimentação, repouso e reprodução (Frazier 1999).

O litoral norte da Bahia figura como a principal área de desova de tartarugas marinhas no Brasil. Segundo dados do Projeto TAMAR ICMBio, nas temporadas reprodutivas 2002/2003, 2003/2004, no litoral norte baiano prevalecem os registros da espécie *C. caretta* (n=5212) e em seguida *E. imbricata* (n=1957), que faz desse litoral sua principal área de desova no Brasil. São ainda significativas as desovas de *L. olivacea* (n=1195) e esporadicamente são registrados ninhos da *C. mydas* (n=85) (Projeto TAMAR-IBAMA 2005).

Ao longo desse litoral, o Projeto TAMAR-IBAMA monitora aproximadamente 200 km de praias, numa área que se estende da foz do Rio Real (11°27'S 37°21'W), divisa com o Estado de Sergipe rumo ao sul até Salvador (13°00'S 38°27'W) (Projeto TAMAR-IBAMA 2005).

Durante as temporadas reprodutivas de 03/04, 04/05, 05/06, 06/07 e 07/08 têm-se observado constante ocorrência de predação animal nos ninhos dessas praias, sobretudo dentro da área de monitoramento da Base de Sítio do Conde, Sub-base Mangue Seco, litoral extremo norte baiano. Podendo atingir, em alguns casos, cerca de 50% dos ninhos predados (Projeto TAMAR-IBAMA dados não publicados).

Em todo o mundo, diversos trabalhos vêm sendo publicados registrando a ocorrência de predação de ninhos de tartarugas marinhas e sugerindo medidas para sua redução (Chatto 1997; Foote 1998; Ratnaswamy & Warren 1998; Bouchard & Bjørndal 2000; McGowan *et al.* 2001; Donlan *et al.* 2004; Meier & Varnham 2004; Woolard *et al.* 2004;

Antworth 2006; Barthón & Roth 2006; O'Toole 2003; Zeppelini *et al.* 2007). No entanto, a maioria deles passa por remoção da população de predadores, resultando em um complexo processo ético e, sobretudo, ecológico, fato esse, levado muito em conta e discutido em muitos desses trabalhos. Alguns deles demonstrando o desequilíbrio causado por esse tipo de método (Ratnaswamy & Warren 1998; Bouchard & Bjørndal 2000; Barton & Roth 2006). Há uma grande diversidade de predadores de ninhos e neonatos, desde cães, marsupiais, roedores, aves, répteis, grande variedade de insetos, crustáceos, entre outros.

A padronização de uma metodologia simples e eficaz contra a predação de ninhos de tartarugas marinhas, sem que haja a remoção dos predadores, mostra-se fundamental, especialmente em praias onde a taxa de predação pode chegar a 50 % dos ninhos (Projeto TAMAR-IBAMA Temporada 06/07 dados não publicados). O que significa que o sucesso no recrutamento de filhotes nesses locais, também é fortemente reduzido.

As taxas de eclosão dos ninhos podem variar muito de acordo com a região, manejo e condições ambientais as quais os ninhos então submetidos. A análise das taxas de eclosão em ninhos de tartaruga cabeçuda (*C. caretta*), em seis temporadas reprodutivas no litoral do Espírito Santo, indicou uma taxa de 79,9%, para as desovas *in situ* (Baptistotte *et al.* 2003). No litoral norte baiano a taxa verificada para essa mesma espécie foi de 73,1% (Marcovaldi & Laurent 1996) e 74,01% (Santos *et al.* 2000). Já para as desovas de *Lepidochelys olivacea*, analisadas no litoral de Sergipe e também mantidas *in situ*, foram verificadas taxas variando entre 77,41% e 80,49% (Castilhos & Silva 1998; Castilhos *et al.* 2002). Admitindo que cada ninho apresente cerca de 120 ovos (PROJETO TAMAR-IBAMA 2005), grosseiramente, 87 novos filhotes são recrutados em cada ninho com sucesso. Logo, uma praia com uma média de 80 ninhos por temporada submetida a uma pressão de predação

que pode chegar aos 50%, deixa de produzir cerca de 3500 filhotes por temporada reprodutiva.

Assim, tendo em vista que as tartarugas marinhas ainda encontram-se ameaçadas de extinção no Brasil (MMA 2003) e no mundo (IUCN 2003), uma redução no recrutamento da ordem de 3500 filhotes por temporada reprodutiva mostra-se muito prejudicial ao restabelecimento e conservação dessas populações.

A estratégia de manejo *in situ* (I) é vista como a mais recomendada por diversos fatores. O sucesso nas taxas de eclosão de ninhos I é maior em comparação a ninhos transferidos, tanto por condições de manejo e transporte do ninho quanto das condições à que o ninho acaba submetido após a transferência (ver Marcovaldi & Laurent 1996; Marcovaldi *et al.* 1997; Godfrey *et al.* 1999; Naro-Maciel 1999; Santos & Marcovaldi 2000). Hoje, cerca de 30% dos ninhos protegidos pelo TAMAR são transferidos (PROJETO TAMAR-IBAMA 2005), sendo que a padronização e utilização de uma metodologia anti-predação simples e que apresente resultados satisfatórios, permitiria que uma maior quantidade de ninhos pudesse ser mantida em suas condições naturais.

No entanto é preciso considerar que embora se busque manter a maior parte dos ninhos *in situ*, a relocação continua sendo um procedimento necessário ao se considerar que, em alguns locais, a não transferência de uma desova poderia causar sua perda total (Baptistotte 1995; Marcovaldi & Laurent 1996), incluindo riscos de predação. Além disso, os cercados de incubação abertos (T), expostos a sol e chuva plenos, são importantes ferramentas de educação ambiental, possibilitando a participação comunitária e do público em geral em todo o processo, desde a incubação à soltura de filhotes (Marcovaldi & Thomé 1999).

A mudança de estratégia de manejo ocorrida na área de estudo entre as temporadas de 04/05 e 05/06, de T para I, respectivamente, possibilita

uma avaliação desses fatores, em relação à maior vulnerabilidade a predação, em contrapartida ao maior sucesso na eclosão obtida no manejo I.

Segundo o relatório técnico publicado pelo Projeto TAMAR em 2005, “*O estado da Arte sobre as tartarugas marinhas na costa brasileira*”, estão entre as linhas de pesquisa prioritárias para a proteção das tartarugas marinhas nas principais áreas de desova: os parâmetros comparativos de incubação dos ninhos transferidos e *in situ* de tartaruga marinha (taxas de eclosão, tempo de incubação, proporção sexual em função da temperatura da areia, tempo de transferência, etc.), predação natural de ovos e neonatos, proporção de espécies por área de desova, comportamento reprodutivo através da marcação de fêmeas com grampos de aço inoxidável, eficiência dos diferentes métodos de manejo, estrutura genética das populações, telemetria, entre outros. Sendo o presente trabalho contemplado por, pelo menos, três grandes áreas citadas por esse documento.

Dessa forma, este trabalho pretende contribuir com técnicas para uma redução significativa nas taxas de predação de ninhos de tartarugas marinhas, resultando em um maior recrutamento de filhotes a cada temporada reprodutiva. E ainda, também são esperadas contribuições acerca da dinâmica da predação dos ninhos e sua distribuição espaço-temporal na região, podendo gerar importantes reflexões em relação às práticas de manejo adotadas, bem como das espécies mais atingidas pela predação. Sendo essas avaliações fundamentais para o manejo e conservação de tartarugas marinhas diante da problemática apresentada em escala local e global.

2. Objetivos

2.1 Objetivo geral

- Análise da distribuição espaço-temporal das predações dos ninhos de tartarugas marinhas e teste de um método para redução das taxas de predação.

2.2 Objetivos específicos

- a) Caracterizar a área de estudo enquanto importante sítio reprodutivo de tartarugas marinhas;
- b) Identificar os padrões espaço-temporal das predações ao longo das temporadas reprodutivas relacionando-os com as estratégias de manejo adotadas;
- c) Avaliar a composição de espécies atingidas;
- d) Padronização e teste de metodologia anti-predação;
- e) Avaliação das estratégias de manejo adotadas.

3. Material e métodos

3.1. Área de estudo

O litoral norte da Bahia configura-se como a principal área de desova de tartarugas marinhas no Brasil. Principalmente para a tartaruga cabeçuda (*Caretta caretta*) e a de pente (*Eretmochelys imbricata*), ocorrendo também desovas representativas da tartaruga oliva (*Lepidochelys olivacea*) e esporadicamente da tartaruga verde (*Chelonia mydas*) (Marcovaldi & Laurent 1996). Nessa área, o Projeto TAMAR-ICMBio monitora aproximadamente 200 km de praias, numa área que se estende da foz do Rio Real (11°27'S 37°21'W), divisa com o Estado de Sergipe rumo ao sul até Salvador (13°00'S 38°27'W). Com exceção de 75 km, a maior parte dessa extensão é constituída por uma Área de Proteção Ambiental Estadual, denominada “APA do Litoral Norte”, criada em 1992. Os trabalhos são desenvolvidos através de quatro bases de proteção e pesquisa: Arembepe, Praia do Forte, Costa do Sauípe e Sítio do Conde, além da sub-base Mangue Seco (Projeto TAMAR-IBAMA 2005).

O presente trabalho foi realizado dentro da área de monitoramento da Base de Sítio do Conde, incluindo as praias da Sub-base Mangue Seco. A área de atuação dessa Base estende-se por cerca de 80 km, entre o Rio Real na divisa com o Estado de Sergipe (limite norte) até o Rio Inhambupe (limite sul), abrangendo dois municípios: Conde e Jandaira. A sede está localizada na comunidade de Sítio do Conde, no município do Conde e conta ainda com a sub-base de Mangue Seco (Projeto TAMAR-IBAMA 2005).

Segundo a Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado da Bahia, essa região é contemplada por três Áreas de Proteção Ambiental do governo da Bahia: APA Plataforma Continental do Litoral Norte (Decreto Estadual N° 8.553 de 5 de Junho de 2003), APA Litoral

Norte (Estadual nº. 1.046, de 17/03/1992), APA Mangue Seco (Decreto Estadual nº. 605, de 06/11/1991).

A APA Plataforma Continental estende-se desde o Farol de Itapoã (cidade de Salvador) até a divisa com o Estado de Sergipe às margens do Rio Real, totalizando uma área de aproximadamente 362.266 ha. Essa área é considerada um berçário para diversas espécies de peixes, mamíferos aquáticos, como as baleias Jubarte, e pelo menos quatro espécies de tartarugas marinhas (SEMARH 2007).

A Área de Proteção Ambiental – APA Litoral Norte – compreende uma faixa litorânea com 10 km de largura e 142 km de extensão, ao longo da Linha Verde (rodovia que tangencia o litoral norte do estado), com 142.000 ha, abrangendo porções territoriais dos municípios de Mata de São João, Entre Rios, Esplanada, Conde e Jandaíra (SEMARH 2007). Com a implantação da Linha Verde, o processo de ocupação tornou-se intenso, juntamente com o turismo trazendo, assim, a necessidade de um plano de manejo para resguardar os recursos ambientais, ordenando o uso e ocupação do solo (Portal SEIA 2007).

A APA de Mangue Seco está localizada no extremo litoral norte da Bahia abrange o Município de Jandaíra, com uma área total de 3.395 ha. Com o objetivo de assegurar a proteção do ecossistema estuarino da sub-bacia do Rio Real, proteger espécies da flora e da fauna regional em vias de extinção e controlar o desmatamento e a exploração irracional dos recursos naturais nos biomas restinga, dunas e manguezais (SEMARH 2007).

No sentido sul norte, a Base de Sítio do Conde é responsável pelo monitoramento das praias de: Ribeiro (RB), Salinas (SL), Barra do Itariri (BI), Corre Nu (CN), Poças (PÇ) e Siribinha (SB). A partir daí, inicia-se o trecho monitorado pela Sub-base Mangue Seco, também vinculada à Base de Sítio do Conde. Composto, ainda no sentido sul norte, pelas praias de:

Costa Azul (CA), Lote (LT), Vapor (VP), Dunas (DN), Coqueiro (CQ) e Mangue Seco (MS) (Figura 1).

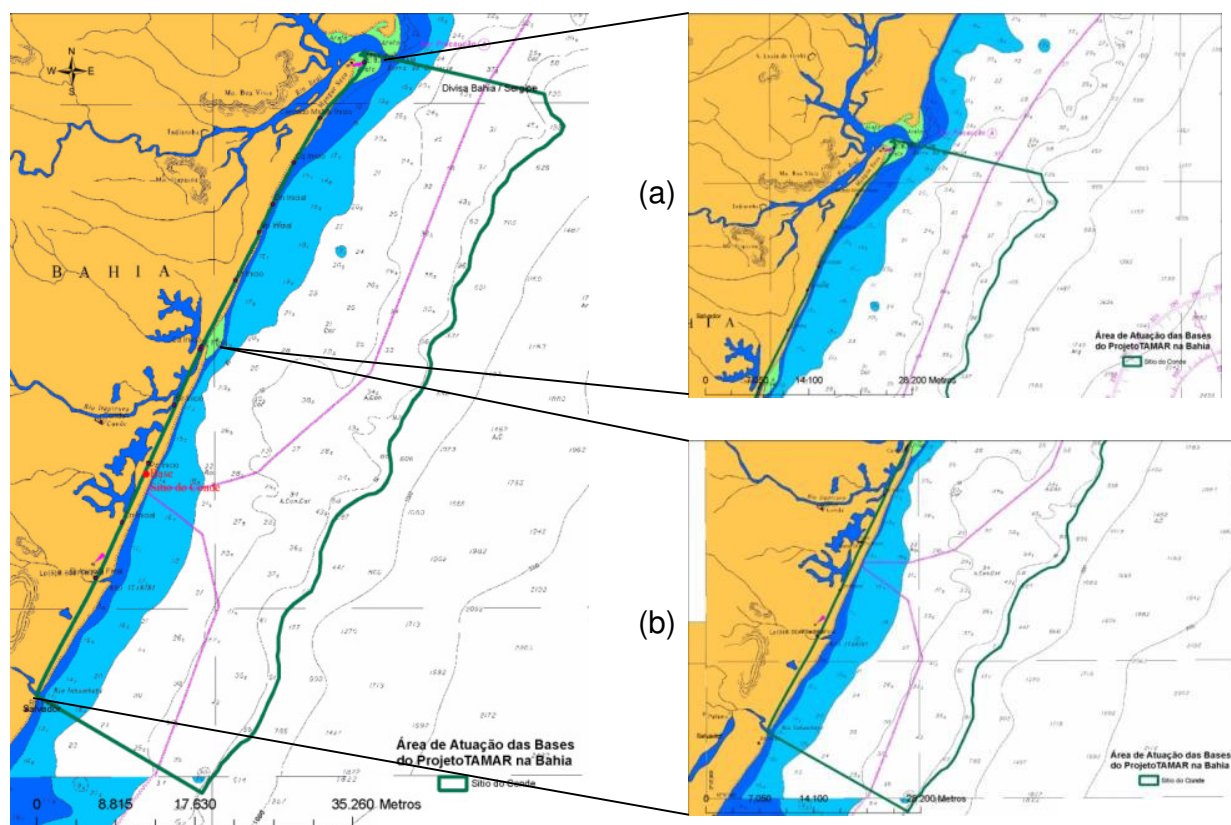


Figura 1. Área de monitoramento da Base de Sítio do Conde. (a) Área monitorada pela equipe da Sub-base Mangue Seco. (b) Área de monitorada pela equipe da Base de Sítio do Conde.

Essas áreas são caracterizadas, principalmente, por extensos coqueirais e áreas de mangue, podendo apresentar dunas em alguns locais. O clima é quente-úmido, sendo que: o verão caracteriza-se como estação seca e o inverno como estação chuvosa. Seu relevo se caracteriza em planície costeira, constituídas de lagoas, brejos, dunas e praias. Como principal atividade econômica da população, ressalta-se a pesca, coleta de mariscos e agricultura de subsistência. No entanto, é importante considerar a movimentação econômica causada pelas fazendas de coco, na manutenção, coleta e transporte do fruto. Com a abertura da linha verde, povoados antes extremamente isolados passaram a ter um maior fluxo

turístico, surgindo como uma alternativa de renda à população, porém acentuando muito a problemática ambiental devido à falta de infraestrutura (Portal SEIA 2007; SEMARH 2007).

3.2. Monitoramento do Projeto TAMAR ICMBio em áreas de reprodução

As metodologias adotadas para realizar os registros são descritas por Marcovaldi *et al.* (1998a, 1998b); Marcovaldi & Marcovaldi (1999); Marcovaldi *et al.* (2001); entre outros, e compiladas em “*O estado da Arte sobre as tartarugas marinhas da costa brasileira*”, publicado em 2005.

As áreas de monitoramento estão classificadas como: 1) Área de Estudo Integral – AEI e 2) Áreas de Proteção – AP. De forma que a estratégia de manejo de ninhos adotada varia a partir do fato de tratar-se de uma AEI ou AP, e ainda de acordo com as necessidades de cada praia, bem como das questões logísticas de cada base responsável pelo monitoramento.

As Áreas de Estudo Integral são aquelas de controle permanente e de fácil acesso, onde os riscos de predação e ação da erosão sobre os ninhos são mínimos. Ao longo de toda a temporada de desova a equipe técnica do TAMAR (biólogos, oceanógrafos, tartarugueiros e/ou agentes locais) percorre diariamente estas áreas, o que torna viável que os ninhos sejam monitorados até a eclosão (Projeto TAMAR-IBAMA 2005).

Já as Áreas de Proteção são locais patrulhados geralmente apenas por pescadores chamados de “tartarugueiros” (pessoas das comunidades que são contratadas para patrulhar a praia, localizar e monitorar as desovas durante a temporada reprodutiva) e as estratégias de conservação podem variar entre as Bases, de acordo com as características individuais de cada praia (Projeto TAMAR-IBAMA 2005).

As características das AEI permitem que as desovas sejam mantidas *in situ* (I), ou seja, mantidas em seus locais originais de postura, ou apenas transferidas para trechos mais seguros (fora da ação da maré p.e.) na mesma praia (P). Hoje, esse conceito aplica-se mais à eficiência do monitoramento, assim uma AEI pode conter desovas I, P ou mesmo transferidas a um cercado de incubação (T), de acordo com a forma considerada mais adequada para cada região. Outra característica importante é a presença contínua da equipe técnica nessas áreas, independente da estratégia de monitoramento adotada.

As praias são percorridas pela manhã e as desovas identificadas através do rastro da tartaruga. Uma vez localizado o ninho, este é marcado com uma estaca numerada e, para evitar a predação, uma tela protetora de 1m² com malha de 10 cm (suficiente para permitir a passagem dos filhotes) é colocada sobre ele, a aproximadamente 10 cm de profundidade (ver figura 11). São anotados o número do ninho, o local (km da praia) e a data da desova. A partir de 45 dias após a data da postura, os ninhos são verificados diariamente para observação do nascimento dos filhotes (Projeto TAMAR-IBAMA 2005).

A identificação da espécie dos ninhos é feita a partir do flagrante da fêmea em processo de desova, verificação dos ovos no período crítico de eclosão, flagrante de nascimento, filhotes retidos no ninho após o nascimento, ou ainda através de embriões não eclodidos nos ninhos (Projeto TAMAR-IBAMA 2005).

Em AP's as desovas são protegidas principalmente através das estratégias de transferência dos ninhos para cercados de incubação abertos, expostos naturalmente a sol e chuva (T). Alguns ninhos das AP são transferidos para outros locais na própria praia (P), podendo ser monitorados ou não (Projeto TAMAR-IBAMA 2005). No litoral norte baiano, 100% dos ninhos são monitorados desde a postura até a eclosão. É

importante ressaltar que, assim como o conceito de AEI a definição de AP varia também de acordo com os aspectos regionais do monitoramento e da presença de técnicos do TAMAR, a qual se dá através de visitas periódicas. No entanto a maior parte do monitoramento é realizada por colaboradores, os chamados tartarugueiros e agentes locais. Dessa forma, algumas desovas, mesmo que dentro de uma AP podem ser mantidas *in situ* de acordo com as condições do ambiente.

Quando a transferência de desova se faz necessária, cuidados no manejo, transporte e tempo do procedimento são fatores determinantes no sucesso do ninho. O intervalo de tempo entre a postura e a transferência é chamado de “tempo de relocação”, podendo variar de 6 à 12h. Os ovos são retirados dos ninhos evitando sua rotação, para que o embrião não se desprenda de seu pólo de fixação e morra. São colocados em caixas de isopor com uma pequena camada de areia no fundo e outra por cima para manter a temperatura e diminuir, ao máximo, a movimentação. Esta caixa é encaminhada para a equipe técnica que se encarrega de transferir os ovos. Um ninho em formato de pêra (estreito na parte superior e largo mais ao fundo), com cerca de 50 cm de profundidade, semelhante ao ninho natural é então confeccionado. Os ovos são cuidadosamente retirados das caixas de isopor e enterrados (Projeto TAMAR-IBAMA 2005).

O uso efetivo dos cercados de incubação e a transferência de ninhos devem estar sempre associados à manutenção de ninhos *in situ*, que funcionam como controle para os parâmetros de incubação, viabilizando medidas de controle da temperatura como irrigação e sombreamento dos ninhos, quando necessário (D'Amato & Marczewski 1993; Marcovaldi & Laurent 1996; Castilhos & Silva 1998; Marcovaldi & Marcovaldi 1999). Essa estratégia é fundamental visto que o sexo das tartarugas marinhas é determinado pela temperatura da areia (de incubação) e o manejo não deve interferir nas proporções sexuais naturais das populações (Mrosovsky &

Yntema 1980; Marcovaldi & Laurent 1996; Marcovaldi *et al.* 1997; Godfrey *et al.* 1999; Naro-Maciel *et al.* 1997; Projeto TAMAR-IBAMA 2005).

3.3 Histórico da predação nas praias de Dunas, Coqueiro e Mangue Seco, Sub-base Mangue Seco

Com base em análises dos dados das temporadas 2005/2006 e 2006/2007, verificou-se maior prevalência de predação de ninhos na área de monitoramento da Sub-base Mangue Seco em relação ao restante da área monitorada pela Base de Sítio do Conde. Na temporada 05/06, apenas 3,46% (N=578; n=20) dos ninhos fora da área da Sub-base sofreram alguma espécie de predação animal, enquanto que dentro da área da Sub-base 12,20% (N=762; n=93) dos ninhos foram predados. Na temporada 06/07, essa diferença é fortemente acentuada, indicando a concentração da predação na área de monitoramento da Sub-base, com 18,16% (N=683; n=124) dos ninhos predados, em contraste com apenas uma predação registrada fora dessa área, onde ocorreram 471 registros de desova.

Ao analisar-se os dados de predação dentro da Sub-base, observa-se que essas se concentram principalmente em três praias, apresentadas no sentido sul-norte: Dunas (DN), Coqueiro (CQ) e Mangue Seco (MS). Das 217 predações ocorridas nessas duas últimas temporadas na área da Sub-base, 185 distribuem-se entre essas três praias perfazendo 85,25% das predações na região.

Dessa forma, as praias de Dunas, Coqueiro e Mangue Seco (Figura 2), foram escolhidas como áreas prioritárias para implementação e teste da metodologia anti-predação padronizada por esse trabalho.

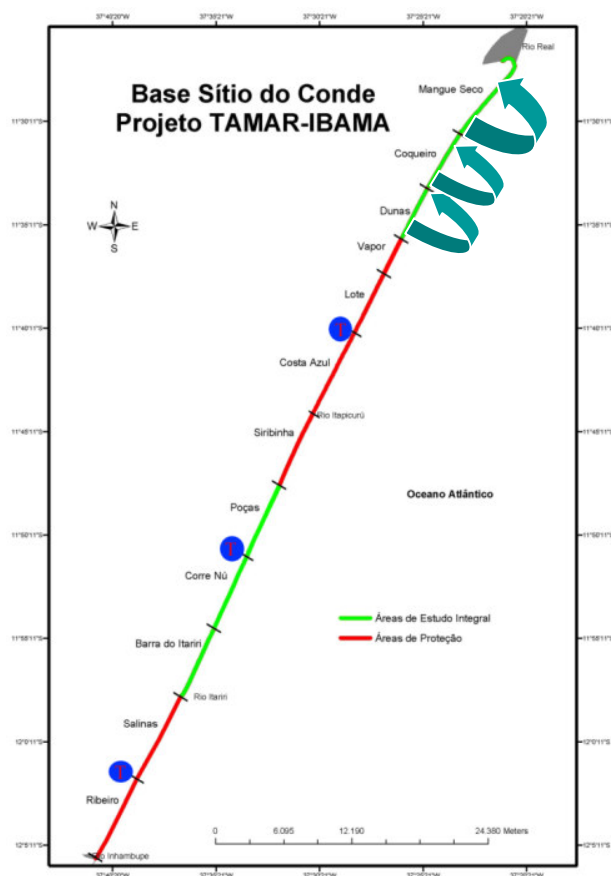


Figura 2. Mapa detalhado das praias monitoradas pela Base de Sítio do Conde e Sub-base Mangue Seco. As setas indicam no sentido sul-norte, as praias de Dunas, Coqueiro e Mangue Seco.

3.4 Histórico de monitoramento e estratégias de manejo na área de estudo

Até a temporada de 04/05, a estratégia de manejo adotada para as três praias, elegidas prioritárias para esse trabalho, era a de transferência dos ninhos para cercado de incubação (T), localizado no quilômetro 6 da praia de Coqueiro. A partir da temporada 05/06, optou-se pela estratégia de deixar os ninhos *in situ* (I), sendo apenas relocados em caso de possibilidade de perda por maré ou outra situação de risco iminente, realizando o monitoramento do ninho no próprio local de postura.

Realizou-se uma análise dos dados obtidos nas temporadas de 03/04, 04/05, 05/06, 06/07 e 07/08, a fim de avaliar a efetividade das estratégias de manejo adotadas em relação à ocorrência de predação.

3.5 O método das bandeiras

O presente trabalho utiliza uma metodologia não letal e de baixo custo que visa, através da colocação de uma bandeira junto ao ninho, afastar predadores potenciais dos ninhos, principalmente vertebrados carnívoros como o cachorro do mato e cães domésticos.

A bandeira consiste de um pano, de dimensões 50 x 80 cm, preso em uma haste de madeira com 1,20 m de altura e 2 x 2 cm de espessura (figura 3b). O efeito esperado é que a movimentação da bandeira através do vento, bem como o som produzido, evite a aproximação do predador ao ninho protegido. As bandeiras são posicionadas lateralmente ao ninho, de forma que a flâmula fique suspensa exatamente na região acima do local de postura, sem dificultar ou interferir na eclosão e orientação dos filhotes (ver figura 3).

Realizou-se um estudo piloto da utilização de bandeiras como metodologia anti-predação, durante a temporada 2006/2007, onde o material da bandeira era plástico. No entanto, na maior parte dos casos a bandeira plástica não resistia a todo o período de incubação de um ninho (em média 60 dias), tendo de ser substituída pelo menos uma vez até o momento da eclosão do ninho. Prejudicando a eficácia e ação das bandeiras, além de gerar uma demanda maior e desnecessária para a equipe em campo. Tendo em vista a pouca durabilidade deste material, optou-se pela utilização de um material mais resistente para o experimento da temporada seguinte (Figura 3 a e b, respectivamente).



Figura 3. a) Bandeira plástica utilizada no projeto piloto durante a temporada 2006/2007. b) Bandeira de pano utilizada durante o experimento durante a temporada 2007/2008. A estaca ao fundo sinaliza o ninho protegido, de acordo com a metodologia adotada pelo Projeto TAMAR-ICMBio.

A fim de testar a importância do efeito sonoro como fator de afastamento de predadores, utilizou-se também bandeiras contendo cinco pequenos guizos. Pretendeu-se, dessa forma, manter uma maior regularidade e constância na produção de som pelas bandeiras. Buscando realizar considerações acerca do efeito visual associado ao som por elas produzido, bem como sua efetividade em relação ao predador.

No entanto, é importante considerar que para um teste efetivo do efeito do som em relação ao efeito visual, seria necessário que houvesse ninhos controle apenas com guizos, sem bandeira. Tratamento esse não utilizado por este trabalho. Outras considerações acerca desse teste serão melhor desenvolvidas durante a posterior apresentação e discussão dos dados.

Os guizos foram costurados na margem inferior das bandeiras (Figura 4), de forma a permanecer expostos às condições do vento. O material utilizado foi obtido em lojas de artesanato, medindo cerca de 1,5 cm de diâmetro, sendo utilizados 5 guizos por bandeira.



Figura 4. Bandeira utilizada na temporada 2007/2008, com detalhe para a aplicação dos guizos na borda inferior das bandeiras (BG).

Algumas dificuldades em relação ao material foram identificadas neste trabalho. A primeira se deu com o pano recebido inicialmente para a confecção das bandeiras. Utilizou-se uma espécie de voal, o qual tinha sua durabilidade comparável a das bandeiras plásticas. Dessa forma, as bandeiras desse material que foram utilizadas também tiveram que ser substituídas durante o período de incubação.

Uma vez identificado este problema em relação ao tecido, este foi substituído por outro mais resistente, o kanvas (Figura 3 b). Esse material apresentou durabilidade maior, podendo inclusive ser reutilizado, sem prejudicar sua efetividade. Recomenda-se, dessa forma, que o tecido utilizado seja de fato resistente, caso contrario a efetividade do método poderá ser subestimado.

Outro ponto a ser ressaltado é em relação aos guizos. O material utilizado apresentou pouca durabilidade, constatada durante o monitoramento dos ninhos protegidos por bandeiras com guizos. Por muitas vezes os guizos se desprendiam das bandeiras antes da eclosão do ninho, sendo devidamente identificado como ninho com bandeira, porem

sem guizo. Esse fator foi considerado quando da análise dos resultados e será mais bem descrito a seguir.

3.6 Aplicação e avaliação da metodologia anti-predação, temporada 2007/2008

Durante a temporada 2007/2008 foram utilizadas bandeiras nas praias de Dunas, Coqueiro e Mangue Seco, as quais apresentam maior prevalência de predação em relação às demais áreas da Sub-base (Projeto TAMAR-ICMBio, dados não publicados). Cada uma dessas praias está dividida em quilômetros, sinalizados na praia através de placas, sendo que cada um desses trechos representa um lote de amostra. Ou seja, Dunas possui 5 km contribuindo com 5 lotes de amostra, Coqueiros com 6 km contribui com 6 lotes e Mangue Seco com 8 km, contribui com 8 lotes de amostra.

Em cada quilômetro, foram alternadas desovas com bandeira (CB), com bandeira e guizo (BG) e sem bandeira (SB) independentemente da data de ocorrência. Se um ninho leva bandeira em dado quilômetro, o próximo ninho dentro desse mesmo trecho leva bandeira com guizo, a subsequente não leva bandeira e assim por diante. No entanto, se houver duas desovas em diferentes quilômetros considerou-se apenas o sistema de distribuição de bandeiras do respectivo lote.

Os tartarugueiros foram instruídos a, quando do monitoramento e marcação dos ninhos, verificar o preenchimento de uma tabela com as desovas em cada quilômetro (Anexo 2). Preenchendo o número da estaca colocada em cada ninho do quilometro, sendo que as linhas pintadas de amarelo correspondem aos ninhos que devem ser marcados com bandeiras, as linhas azuis ninhos com bandeira e guizo e, por fim, linhas brancas para desovas sem bandeira. O seguimento dessa tabela foi

acompanhado pela equipe técnica da base de Sítio do Conde e sub-base Mangue Seco, a fim de assegurar o rigor metodológico.

Pretendeu-se, dessa forma, obter amostras aleatórias dentro de cada quilômetro monitorado, evitando uma possível concentração de desovas CB caso essa mesma metodologia fosse aplicada por praia, não por trecho de praia, por exemplo. A compartimentalização permite-nos trabalhar com ninhos CB, ninhos BG e ninhos controle, SB, em um trecho muito mais restrito e específico, refinando os resultados e evitando conclusões tendenciosas ou equivocadas. Possibilitando a avaliação da ocorrência de predação, bem como a eficácia da bandeira em cada quilômetro de praia monitorado.

Durante a aplicação do método, alguns problemas logísticos dificultaram o rigor de sua aplicação. No início da temporada reprodutiva, por exemplo, o material das bandeiras não chegou a tempo para confecção e aplicação do método. No entanto, esses ninhos não foram excluídos das análises, mas considerados como ninhos não protegidos por bandeira.

Ainda em um primeiro momento, o material recebido para a confecção das bandeiras era ainda mais frágil que o material plástico utilizado na temporada anterior, no estudo piloto. O que gerou uma demanda de campo maior para a equipe, a qual se responsabilizou em trocar as bandeiras cuja função apresentava-se descaracterizada.

Mesmo diante desses problemas, o método foi aplicado durante toda a temporada reprodutiva em quase 20 km de praias monitorados, contendo mais de 500 ninhos. A análise dos resultados do experimento foi realizada com base em proporções, minimizando possíveis desvios de interpretação ocasionados pelos problemas logísticos apresentados.

3.7 O estudo piloto

A realização de um estudo piloto na temporada anterior ao experimento foi fundamental para o melhor planejamento do método. Como descrito anteriormente, percebeu-se que o material das bandeiras deve ser bastante resistente já que ficam expostos a sol e chuva, em uma região de ventos constantes.

Outro fator interessante a se considerar em relação ao piloto é a alteração causada na rotina de campo da equipe. Conforme descrito por este trabalho, o monitoramento das praias é realizado em parceria com pessoas das comunidades locais, algumas das quais participam desse monitoramento a anos. A inserção de mais um parâmetro na rotina dessas pessoas não é uma tarefa simples. Todos tiveram de se adaptar a carregar a bandeira, por pelo menos 10 quilômetros percorridos diariamente, juntamente com seu material normal de campo. Além disso, tiveram de se adaptar ao preenchimento de tabelas de controle em relação ao experimento, e mais, compreender a razão daquele esforço adicional.

Durante esse estudo, realizado pela Base de Sítio do Conde e Sub-base Mangue Seco na temporada 06/07, analisou-se apenas os quilômetros 3 e 4 da praia de Mangue Seco. Foram colocadas bandeiras de acordo com a metodologia descrita, compartimentando cada um dos quilômetros. Das 64 desovas que ocorreram nessas áreas, 21 delas tiveram bandeiras durante a incubação, sendo que apenas uma sofreu predação por cachorro do mato. A área teve um total de 13 predações, das quais 12 ocorreram em desovas não protegidas por bandeiras (Projeto TAMAR-ICMBio dados não publicados).

Os resultados preliminares obtidos e, sobretudo, a experiência adquirida nesse primeiro momento certamente contribuíram para um maior rigor no experimento posterior.

3.8 Da identificação do predador

Diversos predadores de ovos e neonatos de tartarugas marinhas estão descritos na literatura (Chatto 1997; Foote 1998; Ratnaswamy & Warren 1998; Bouchard & Bjorndal 2000; McGowan *et al.* 2001; O'Toole 2003; Donlan *et al.* 2004; Meier & Varnham 2004; Woolard *et al.* 2004; Antworth 2006; Barthon & Roth 2006; Zeppelini *et al.* 2007; entre outros). Neste trabalho identificou-se uma situação particular onde a predação predominante foi realizada por carnívoros de médio porte. A metodologia proposta por esse trabalho foi criada baseada no predador mais crítico. Durante o trabalho de monitoramento noturno das praias, realizado para flagrante de fêmeas, por diversas vezes foi possível presenciar os eventos de predação. No entanto, em nenhuma das vezes foi possível realizar o registro fotográfico *in situ*, em virtude do comportamento arisco do animal. Pôde-se apenas realizar tal registro quando do atropelamento de um indivíduo da espécie identificada nas proximidades da área de estudo (figura 11b).

Dessa forma, buscou-se literatura especializada para a identificação do carnívoro responsável por essas predações. Além disso, realizou-se a identificação da espécie através de identificação das pegadas deixadas nas proximidades dos ninhos, relatos de técnicos do TAMAR, pessoas da comunidade e observação pessoal.

As pegadas foram fotografadas e comparadas à literatura, realizando-se ainda a morfometria da almofada de algumas pegadas com o uso de um paquímetro (figura 11a). Utilizaram-se os procedimentos

descritos pelo “Manual de identificação, prevenção e controle de predação por carnívoros”, organizado e publicado pelo IBAMA em 2002, para identificação da pegada e do animal.

3.9 Do armazenamento e análise dos dados

Os dados coletados foram armazenados em arquivos dBase 4 e analisados com os programas Microsoft Excel (2007) e BioEstat 3.0. Utilizaram-se também equipamentos de GPS (*Global Positioning System*) para marcação da posição dos ninhos na temporada 2007/2008, sendo os dados analisados e cedidos pela equipe de geoprocessamento do Projeto TAMAR ICMBio, sediado em Praia do Forte, Bahia.

4. Resultados e Discussão

4.1 Os ninhos e a composição de espécies

As praias da área de estudo foram monitoradas diariamente pela equipe do Projeto TAMAR – ICMBio durante as temporadas reprodutivas analisadas. Este trabalho considera para efeito de análises apenas as ocorrências entre os meses de setembro e março, já que este período concentra a maior parte das desovas na região (Marcovaldi & Laurent 1996).

Os ninhos foram localizados e monitorados até sua eclosão, seguindo os procedimentos descritos na metodologia deste trabalho e de acordo com a estratégia de manejo vigente nas áreas em cada temporada. A figura 5 apresenta o número total de ninhos na área de estudo (19 km), durante as últimas cinco temporadas.

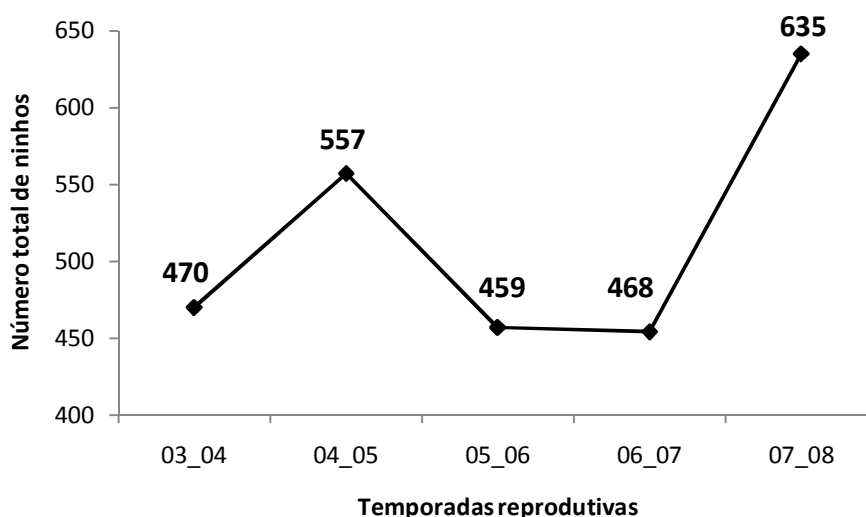


Figura 5. Número total de ninhos na área de estudo durante as temporadas analisadas.

Observa-se uma flutuação nos números totais de ninhos nas temporadas. Flutuações ano a ano são bastante comuns em populações reprodutivas de tartarugas marinhas e devem ser cautelosamente

revisadas e interpretadas antes de serem consideradas como indicadores do status da população (Schroeder & Murphy 1999).

Sugere-se que as flutuações podem estar relacionadas à periodicidade da reprodução das espécies, já que os ciclos reprodutivos podem ser anuais, bianuais, trianuais ou irregulares. De modo geral o intervalo de remigração das fêmeas pode oscilar entre 1 e 9 anos. Este período varia entre espécies e entre populações da mesma espécie, podendo aumentar ou diminuir devido à quantidade e qualidade de alimento, mudanças ambientais e distância das áreas de alimentação e reprodução (Miller 1999; Miller *et al.* 2003; Plotkin 2003). Além disso, algumas espécies podem apresentar uma menor sítio-fidelidade em relação às praias de desova, como é o caso de *L. olivacea* (Kalb 1999), espécie muito abundante na área de estudo, a qual pode também realizar posturas em temporadas reprodutivas consecutivas (Plotkin 2003).

O número expressivo de ninhos que ocorrem na área de estudo, evidenciados pela figura 5, ressalta a importância dessas praias para a conservação das tartarugas marinhas. Analisando cinco temporadas reprodutivas (entre 2003 e 2008), em uma área monitorada de 19 km perfaz um total de 2591 ninhos. Assim, sugere-se que a região de monitoramento da sub-base Mangue Seco, sobretudo as praias de Dunas, Coqueiro e Mangue Seco são áreas absolutamente prioritárias para ações de conservação e manejo das populações de tartarugas marinhas no litoral norte baiano.

Em relação ao trabalho de Marcovaldi & Laurent 1996, o presente estudo pôde observar diferenças interessantes, sobretudo em relação à composição de espécies. A figura 6 mostra as proporções de espécies que utilizaram a área de estudo para oviposição nas últimas cinco temporadas reprodutivas, desde 2003.

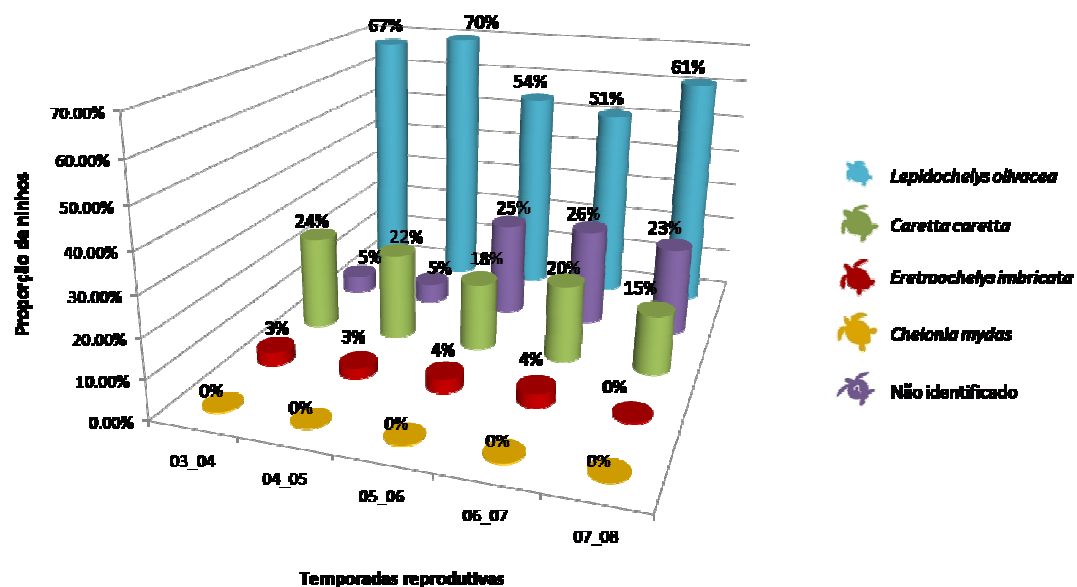


Figura 6. Proporção de ninhos de cada espécie na área de estudo, durante as últimas cinco temporadas reprodutivas.

A área analisada por este trabalho é predominantemente utilizada por *Lepidochelys olivacea* (61,06%), seguida de *Caretta caretta* (19,67%). Há ainda raras ocorrências de *Eretmochelys imbricata* (2,57%) e *Chelonia mydas* apresentando na área de estudo apenas três ocorrências nas últimas cinco temporadas reprodutivas. Ao passo que Marcovaldi & Laurent 1996, encontrou como espécies mais representativas de sua área, respectivamente, a *C. caretta*, *E. imbricata* e, por fim, *L. olivacea*. Considerando que em alguns anos, a ocorrência dessa espécie foi comparável a de *C. mydas*, a qual apresenta clara preferência por ilhas oceânicas como colônias reprodutivas (Projeto TAMAR-IBAMA 2005).

No Brasil, o principal sítio reprodutivo para a espécie *L. olivacea* é o litoral do Sergipe, onde cerca de 90% dos ninhos são da espécie em questão (da Silva *et al.* 2003; Castilhos 2006). Segundo Marcovaldi 2001, o número anual de ninhos de *L. olivacea* no litoral do Sergipe é de 200 a 400. Sendo assim, o presente trabalho, não só demonstra a presença massiva de ninhos dessa espécie no litoral norte baiano, mas o aponta como segundo principal sítio reprodutivo de *L. olivacea* no País. Haja vista que, somente

na área de estudo (apenas 19 dos 200 quilômetros monitorados pelo Projeto TAMAR na Bahia), cerca de 60% dos ninhos desde a temporada de 2003 são da espécie em questão, apresentando uma média de 314 ninhos por ano. Ressalta-se ainda o fato de que essa proporção possa estar subestimada, devido aos ninhos não identificados. Uma análise mais apurada dos dados de toda a área de monitoramento do Projeto TAMAR no litoral norte baiano possivelmente traria um incremento significativo ao número de ninhos dessa espécie, ressaltando a importância desse litoral como sítio reprodutivo da tartaruga oliva no País.

É possível observar também um aumento significativo na proporção de ninhos não identificados nas últimas três temporadas apresentadas. O que pode ser explicado pela mudança de estratégia de conservação de T para I, mais bem discutida adiante (ver figura 10). Essa mudança possibilita melhores condições aos ninhos, no sentido de reduzir a interferência antrópica, no entanto gera uma demanda maior no monitoramento. Com os ninhos mantidos em seus locais originais de postura é necessário que haja um acompanhamento intenso e constante para identificação das espécies que utilizam as praias. O que, em última análise, deve se refletir em condições logísticas e de esforço de monitoramento.

Esse aumento na proporção de ninhos não identificados pode estar diretamente refletido no decréscimo da proporção de ninhos das espécies *L. olivacea* e *C.caretta* nas últimas três temporadas, após a troca na estratégia de manejo, já que essas se apresentam como as mais abundantes na área de estudo.

Pode-se dizer que a proporção da composição de espécies manteve-se constante entre as temporadas estudadas, reforçando a sítio fidelidade dos animais e um indicativo do sucesso de monitoramento ao longo dos anos.

Entre as praias da área de estudo, a composição de espécies mostra-se bastante semelhante, podendo-se observar um leve gradiente na distribuição de algumas espécies (figura 7).

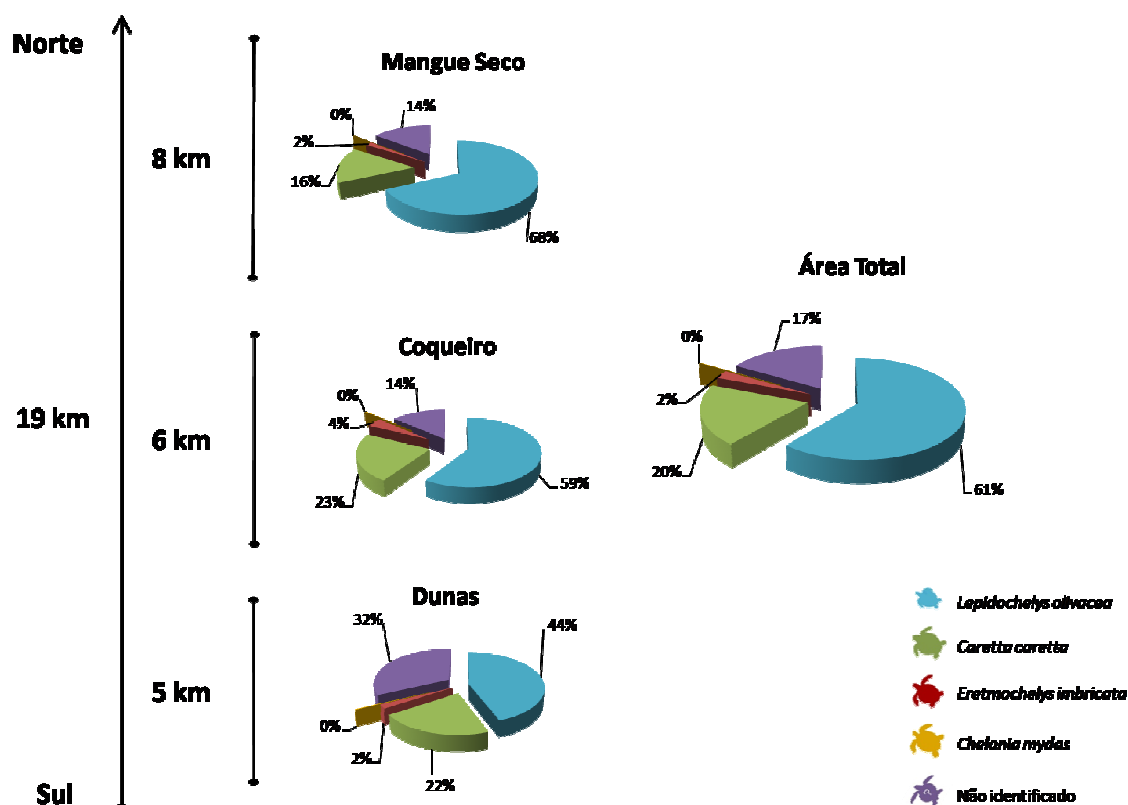


Figura 7. Proporção da composição de espécies em cada praia e em toda a área de estudo, durante as últimas cinco temporadas reprodutivas. No sentido sul-norte a Praia de Dunas (5 km), Coqueiro (6 km) e Mangue Seco (8 km) compoendo 19 km de área total de monitoramento.

A espécie *L. olivacea* é a mais abundante nas praias estudadas, seguidas por *C. caretta* e *E. imbricata*. Em relação à distribuição de *C. caretta* pouco se pode concluir já que se mantêm praticamente constante entre as praias, mostrando um pequeno decréscimo na sua proporção na praia de Mangue Seco, possivelmente relacionado ao aumento das ocorrências da tartaruga oliva. Já em relação à tartaruga de pente, observam-se raras ocorrências na área, o que pode estar relacionado à

preferência da espécie por áreas com ambientes de recife de coral, ausentes na área de estudo (Projeto TAMAR-IBAMA 2005). A baixa frequência da espécie na área foi também apontada por Marcovaldi *et al.* 1999.

Alguns trabalhos apontam que a espécie *L. olivacea* apresenta uma preferência por utilizar praias de regiões estuarinas (Marcovaldi 2001; da Silva *et al.* 2003; Projeto TAMAR-IBAMA 2005; Castilhos 2006). Corroborando essa afirmação, observa-se um gradiente de distribuição no sentido sul-norte, com a proporção de ninhos dessa espécie aumentando nessa direção já que ao final do quilômetro 8 da praia de Mangue Seco está a foz do Rio Real (ver figura 1). Esse gradiente, ainda que tênue, pode ser observado através das proporções de 44% para Dunas, 59% em Coqueiro e 68% em Mangue Seco. O que representa uma variação de 24% entre os limites sul e norte monitorados, indicando a preferência dessa espécie pela desembocadura de rios.

Acredita-se que as proporções de ninhos não identificados pode também contribuir para reforçar essa hipótese. Já que se espera uma probabilidade alta desses ninhos não identificados serem da espécie em questão.

A proporção maior de ninhos não identificados na praia de Dunas pode estar relacionada à maior ocorrência de predações na área e baixo sucesso dos ninhos, prejudicando a identificação da espécie. Outro fator a ser considerado é a maior dificuldade de monitoramento da área, já que o ponto de apoio mais próximo dessa praia está a cerca de 10 km.

A figura 8 mostra a utilização dos quilômetros dessas praias pelas espécies, não sendo possível identificar padrões evidentes de uso para nenhuma delas.

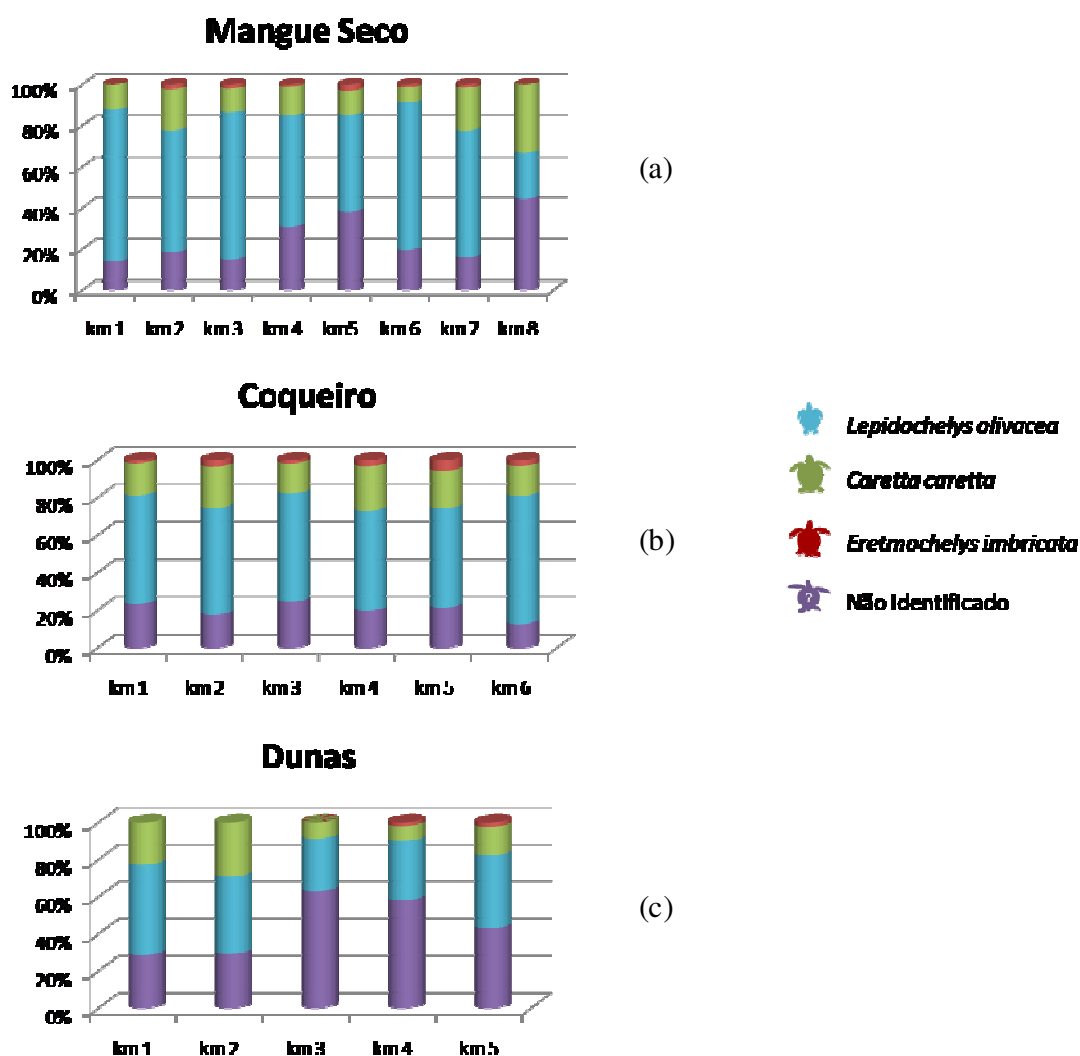


Figura 8. Distribuição dos ninhos entre os quilômetros das praias na área de estudo. Representando a, b e c a distribuição das espécies nos trechos das praias de Mangue Seco, Coqueiro e Dunas, respectivamente.

Considera-se que dentro de uma mesma praia a distribuição de espécies manteve-se homogênea. Ainda que se observe na praia de Dunas a ocorrência de ninhos da espécie *E. imbricata* apenas nos quilômetros 4 e 5. No entanto, o número baixo de ninhos da espécie na área de estudo e os poucos dados em relação a características específicas da praia não permitem conclusões robustas em relação ao padrão encontrado.

Essa mesma praia apresenta suas proporções um pouco alteradas nos quilômetros 3, 4 e 5. O que, mais uma vez, atribui-se a uma elevada

taxa de ninhos não identificados nessas áreas que, possivelmente, contribuiriam para a manutenção da homogeneidade discutida.

A praia de Coqueiro apresenta-se com a distribuição mais homogênea entre as praias estudadas, de forma que a proporção de ninhos não identificados nos quilômetros não ultrapassa 20%, sendo que essa mesma proporção obtida para a área total de estudo nas cinco temporadas reprodutivas analisadas foi de 17% (figura 6). Além disso, é a área que mais apresenta ninhos da espécie *E. imbricata* com o dobro da proporção das demais praias (ver figura 7).

A praia de Mangue Seco apresenta alguns trechos cuja prevalência de *L. olivacea* chega a atingir cerca de 80%. É possível observar também as proporções de espécies bastante alteradas no quilômetro 8, uma região com poucas ocorrências, apenas 11 nos últimos 5 anos. Acredita-se que esse baixo número de ninhos nessa área da praia esteja relacionado com o fato de ser um trecho com alta influência do regime de marés e vazão do Rio Real, com trechos caracterizados como áreas de Manguezal. Essa característica de solo rico em matéria orgânica e inundado com frequência contribui para uma baixa taxa de eclosão nos ninhos, muitos dos quais com taxas nulas, implicando na pouca utilização da área e não identificação da espécie dos ninhos.

4.2 A mudança na estratégia de manejo

Entre as temporadas de 04/05 e 05/06 houve uma alteração na estratégia de manejo na área de estudo, passando da estratégia T, ou seja, da transferência de 100% dos ninhos para um cercado de incubação, para a estratégia I, na qual os ninhos são monitorados em seu próprio local de postura (Projeto TAMAR ICMBio dados não publicados). Isso ocorreu pelo reconhecimento dessa nova estratégia como a mais indicada ao manejo dos ninhos devido à maior taxa de eclosão e menor interferência na proporção

sexual natural dos ninhos conservados por essa estratégia. Ainda que a utilização dos cercados de incubação não deve ser desconsiderada pois mostra-se adequada ao manejo de determinadas regiões, além de apresentar grande potencial de sensibilização ambiental (Marcovaldi & Laurent 1996; Marcovaldi & Marcovaldi 1999; Naro-Maciel *et al.* 1999).

Com essa mudança, os ninhos passam a ter uma taxa de sucesso maior e a interferência antrópica é consideravelmente reduzida. Em contrapartida os ninhos permanecendo nas praias ficam sob um risco maior de predação animal e consumo humano. No caso da área de estudo, o fator predação animal mostra-se especialmente relevante ao sucesso do monitoramento (figura 9).

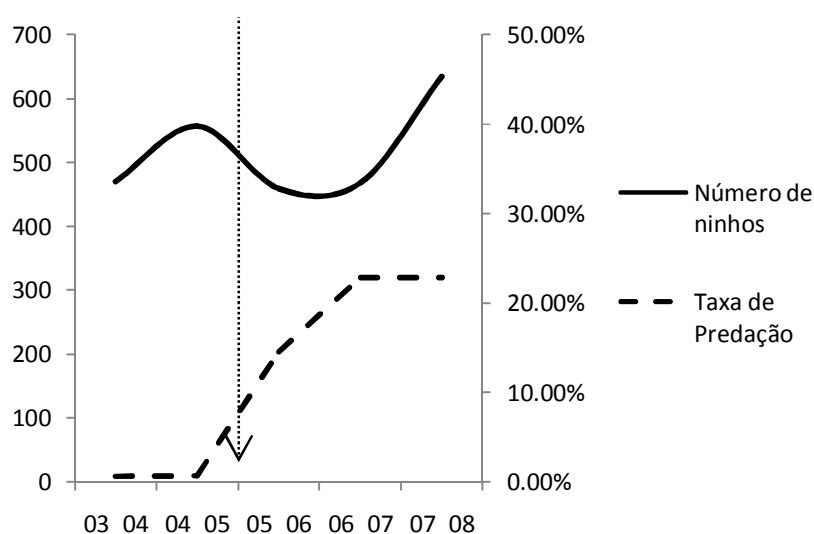


Figura 9. O número total de ninhos (linha cheia) acompanhados pela taxa de predação (linha tracejada) entre as temporadas reprodutivas analisadas. A seta marca o momento da mudança de estratégia.

A figura 9 mostra a resposta da taxa de predação animal à mudança na estratégia de manejo. Observa-se nas duas primeiras temporadas apontadas na figura, taxas de predação praticamente nulas, apresentando apenas cinco ocorrências na área de estudo durante esse período (Projeto

TAMAR ICMBio dados não publicados). Nessas temporadas, 100% dos ninhos da área de estudo eram transferidos para um cercado de incubação localizado no quilômetro 6 da praia de Coqueiro.

A partir da temporada de 05/06 os ninhos passaram a permanecer na praia desde a postura até a eclosão, aumentando a disponibilidade do recurso aos predadores. Todos os ninhos deixados na praia eram protegidos por uma tela conforme descrito na metodologia deste trabalho. O que, no entanto, não impediu que houvesse um aumento da taxa de predação da ordem de 20%.

É importante considerar também que essa alteração na estratégia de manejo dos ninhos gera uma demanda maior de monitoramento já que os 19 km da área de estudo concentram cerca de 600 ninhos por temporada (Projeto TAMAR ICMBio dados não publicados), sendo a identificação das espécies, bem como o monitoramento das taxas de eclosão desses ninhos apontados como prioritários para estudos em áreas de reprodução (Richardson 1999; Projeto TAMAR IBAMA 2005).

Assim, quando os ninhos eram transferidos para cercado de incubação, a identificação da espécie bem como a obtenção dos dados de eclosão dos ninhos não dependia de condições logísticas específicas, podendo ser realizada com eficiência em praticamente todos os ninhos. Com a mudança na estratégia, esses procedimentos passam a depender de um esforço maior, no sentido de cobrir todos os ninhos da área total monitorada.

A figura 10 mostra o efeito da mudança da estratégia de manejo na taxa de ninhos não identificados.

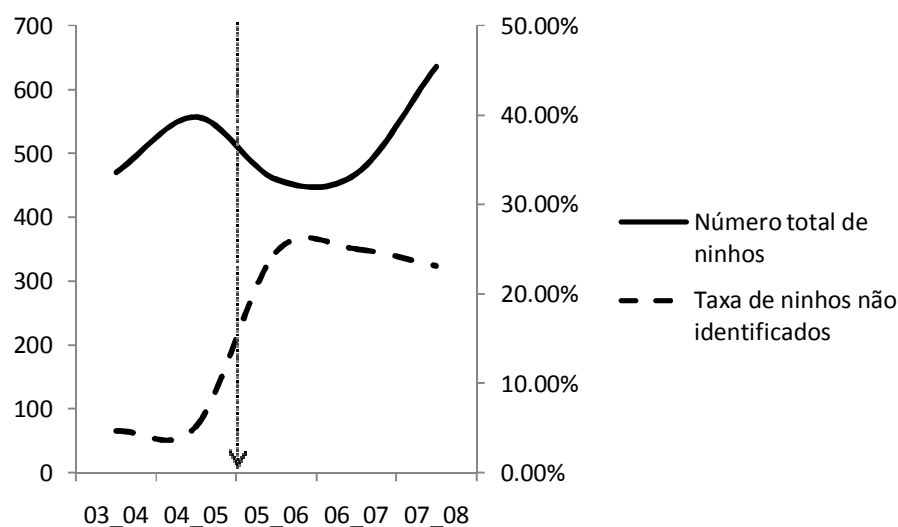


Figura 10. O número total de ninhos (linha cheia) acompanhado pela taxa de ninhos não identificados (linha tracejada) entre as temporadas reprodutivas analisadas. A seta marca o momento da mudança de estratégia.

Há um claro aumento na taxa de ninhos não identificados a partir da mudança de estratégia indicada na figura pela seta. Esse fenômeno pode estar relacionado ao aumento das taxas de predação, indicado na figura 9, bem como com a queda da eficiência de monitoramento em virtude de uma demanda maior.

Em condições naturais, nem sempre é possível observar o nascimento dos filhotes de um ninho, possibilitando sua abertura e identificação de espécies. Além disso, em vista de um sucesso maior esperado em ninhos *in situ* a probabilidade de haver filhotes presos no ninho, possibilitando também a identificação, é menor.

Analizando-se cuidadosamente a figura, é possível perceber que há um leve decréscimo na taxa de ninhos não identificados nas temporadas 06/07 e 07/08, indicando uma adequação do monitoramento ao novo panorama. A mudança de estratégia deve ser acompanhada de um aumento de esforço de monitoramento, refletido em melhores condições logísticas e ampliação da equipe.

4.3 O predador em questão

A identificação do predador baseou-se principalmente na utilização das pegadas (figura 11), literatura especializada, relatos de locais e observação pessoal.

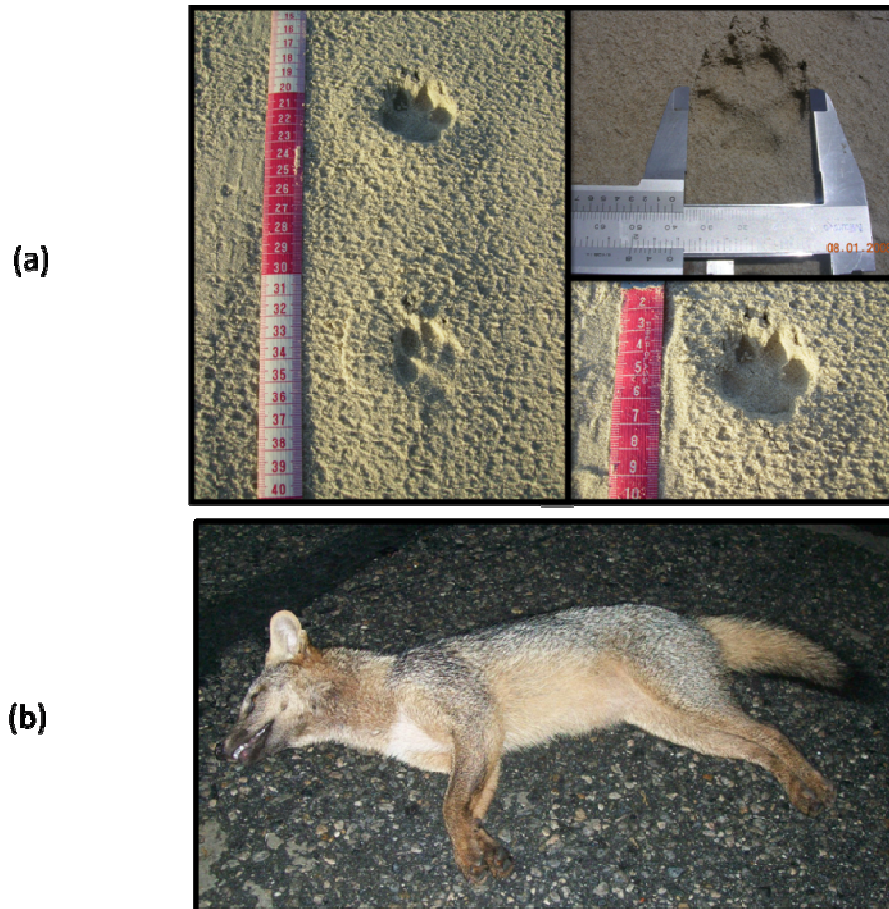


Figura 11. Identificação de *Cerdocyon thous*. a) Imagens de rastros e pegadas encontrados próximos a ninhos predados ou que sofreram tentativa de predação. b) *C. thous* atropelado em uma rodovia próxima da área de estudo.

Os mamíferos da Ordem Carnivora, ou carnívoros, constituem o principal grupo de predadores de vertebrados nos ecossistemas terrestres (Pitman *et al.* 2002). Identificou-se como principal predador na área o *Cerdocyon thous* (Linnaeus 1766), conhecido também por cachorro do mato (região centro-sul) e raposa (região norte-nordeste), entre outros

(figura 11b). Essa espécie é encontrada em diversos ambientes, desde o Cerrado à Mata Atlântica, do sul do Brasil ao norte da América do Sul (figura12) (Berta 1982).



Figura 12. Distribuição de *Cerdocyon thous* na América do Sul. Fonte: Beisiegel 1999, adaptado de Berta 1982.

No geral, estes são animais oportunistas, podendo a sua dieta variar conforme a época do ano e a região habitada. Em um estudo da dieta dessa espécie, realizado por Rocha *et al.* 2004 em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, analisou-se noventa e três amostras fecais registrando 219 itens, de origem vegetal (35%) e animal (65%). Sendo predominantes restos de roedores e aves, e ainda gramíneas. Esse trabalho reforça ainda a plasticidade alimentar de *C. thous* citando trabalhos realizados em áreas antropizadas, em que se encontrou grande quantidade de itens alimentares relacionados com atividades humanas.

Ainda em relação ao trabalho de Rocha *et al.* 2004, os autores apontam trabalhos e indicam *C. thous* como um bom dispersor de sementes, ainda que seu comportamento faça com que suas fezes sejam

depositadas em locais pouco propícios ao recrutamento de plântulas de certas espécies.

Com a fragmentação de habitats, diminuição das populações de presas, e aumento na disponibilidade dos animais domésticos introduzidos, alguns indivíduos das espécies de carnívoros passam a utilizar novos recursos alimentares (Pitman *et al.* 2002). Acredita-se que a intensa fragmentação de habitat ocorrida na região, em virtude da ampliação da atividade de plantação de coco, seja um fator determinante para que as populações de *C. thous* procurem as praias para forrageio e, conseqüentemente, exerçam forte pressão sobre os ninhos de tartaruga marinha na região.

A literatura indica a estrutura social destes animais caracterizada por uma composição que pode variar de dois a cinco indivíduos que forrageiam a uma distância de aproximadamente 100 metros entre si, mas geralmente não existindo colaboração durante as caçadas. Apesar de que alguns autores citam que aos pares *C. thous* podem apanhar alimentos maiores, tais como tartarugas e iguanas (Trovati *et al.* 2007). Durante o estudo de Rocha *et al.* 2004, foi registrado o comportamento de um par de *C. thous* se alimentando de *Persea americana* (abacate). Enquanto um indivíduo comia parte da polpa do fruto, o outro ficava em alerta, e assim ocorreu revezamento até consumirem todo o fruto, descartando a casca e semente.

Esse comportamento descrito parece bastante viável e apropriado para a predação de ninhos de tartarugas marinhas. Para avaliar quantos indivíduos em média participam da predação, contou-se o número total de rastros a partir de um ponto central de 12 ninhos que sofreram tentativas de predação, durante o mês de janeiro de 2008, e dividiu-se esse número por dois, considerando o rastro de chegada e o de partida. Os dados são

apresentados na Tabela 1, a partir dos quais se acredita ser possível fazer considerações nesse sentido.

Tabela 1. Estimativa do número de indivíduos envolvidos na predação de ninhos, a partir da contagem de rastros em ninhos que sofreram tentativas de predação na área de estudo.

Praia / Quilômetro do ninho	Número de rastros / 2
Dunas / km 1	2
Dunas / km 2	2
Dunas / km 2	2
Dunas / km 3	3
Coqueiro / km 1	1
Coqueiro / km 3	1
Coqueiro / km 3	1
Coqueiro / km 6	3
Mangue Seco / km 1	1
Mangue Seco / km 3	3
Mangue Seco / km 3	2
Mangue Seco / km 5	2
Média	1,92
Desvio padrão	0,79

Ao longo da praia puderam ser encontrados rastros que indicam a ocorrência de bandos de até cinco indivíduos. No entanto, em relação às tentativas de predação o número máximo estimado foi de três indivíduos por ninho, sendo mais freqüentemente observado dois por ninho. Deve-se ainda considerar a possibilidade de o mesmo indivíduo ter voltado ao mesmo ninho mais de uma vez, influenciando nos resultados e conclusões obtidas pelo método apresentado.

Assim, acredita-se que a predação dos ninhos esteja sendo realizada por pelo menos dois indivíduos, no entanto pouco se pode inferir em

relação ao comportamento desses animais durante esses eventos em virtude da dificuldade de observação.

Em relação à área de uso desses animais, estudos existentes apontados por Trovati *et al.* 2007, mostram variações consideráveis entre as regiões estudadas. Variando no Brasil de 1.4 a 11.1 km² em área alterada de Mata Atlântica (Michalski, 2000), chegando a 12.8 km² em região de Cerrado (Juarez e Marinho-Filho, 2002).

Dessa forma, considera-se a possibilidade de haver mais que uma população de *C. thous* na área de estudo, possivelmente contendo zonas de sobreposição de uso por essas populações.

4.4 Da natureza das predações

As predações, apesar de poder ocorrer a qualquer momento durante a incubação, geralmente ocorrem logo após a postura dos ovos ou próximo do nascimento dos filhotes (*obs. pess.*). O que se relaciona fortemente ao hábito noturno das raposas, bem como à utilização do olfato para orientação e forrageio.

O monitoramento diário das praias permitiu que todos os eventos ou indícios de predação fossem constatados, inclusive com relatos qualitativos de alguns deles. Alguns indícios de tentativa de predação também foram considerados e serão utilizados posteriormente na discussão de outros resultados deste trabalho. Observou-se também predações parciais e totais de ninhos, sendo que em alguns casos o mesmo ninho foi predado parcialmente por diversas vezes até constatar-se uma predação total.

A figura 11 indica o cenário encontrado após uma predação total, ocorrida na praia de Coqueiro.



Figura 13. Ninho predado próximo de seu nascimento. A estaca numerada sinaliza o ninho, a tela evidente é posicionada para evitar predação animal.

Nota-se que, mesmo protegido pela tela, o ninho acabou sofrendo predação. É possível observar também a presença de neonatos mortos ao redor do ninho indicando sua iminência de eclosão. A raposa cava por baixo da tela posicionada sobre o ninho, atingindo os ovos e filhotes.

Outro fator importante a ser considerado é que se registrou grande quantidade de predações antes do monitoramento. Ou seja, o evento de predação ocorria antes de a equipe chegar ao ninho para realização do trabalho de marcação, proteção e manejo.

Na temporada 07/08, cerca de 60% das predações registradas se deram antes do monitoramento. Haja vista que o monitoramento matutino das praias é iniciado por volta das quatro horas da manhã, ressalta-se a importância do período imediatamente posterior à postura dos ovos. Assim, recomenda-se um monitoramento noturno contínuo e intensivo na área, reduzindo as taxas de predação e contribuindo para um incremento no esforço de marcação de fêmeas.

4.5 Da distribuição espacial dos ninhos e das predações nas praias

A seleção do local de desova consiste em um processo fundamental ao sucesso reprodutivo. Dessa forma, as tartarugas marinhas podem apresentar preferências em relação a algumas características físicas da praia, sendo diversos fatores apontados como determinantes desse processo. Dentre eles destacam-se: facilidade de acesso à praia, declividade, largura de praia, granulometria da areia, salinidade, vegetação, temperatura, entre outros. Sendo que a seleção do local de desova deve representar uma relação de custo energético e sucesso do ninho (Miller *et al.* 2003).

Assim a distribuição dos ninhos pode mudar ao longo de uma mesma praia de acordo com as características de cada trecho. As praias da área de estudo não apresentam grandes variações físicas e geomorfológicas, ainda que não se tenha dados específicos do local.

A fim de avaliar a abundância de ninhos, mostrada na figura anterior, utilizaram-se os dados das últimas três temporadas reprodutivas, após a troca de manejo. Isso porque não há dados suficientes da posição dos ninhos nas três praias quando da estratégia T, já que ainda estavam sendo quilometradas, como é o caso de Dunas, por exemplo. Dessa forma, é possível identificar locais de maior concentração de desova na área estudada (figura 14).

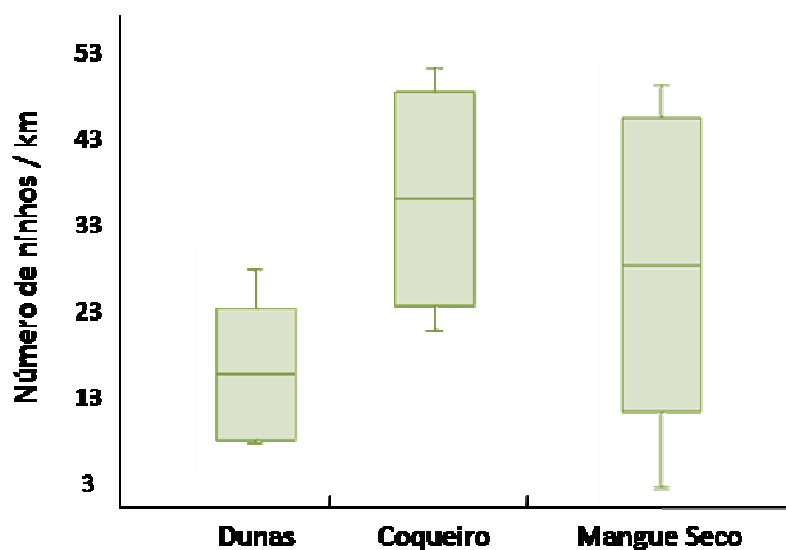


Figura 14. Número médio de ninhos por quilômetro nas praias da área de estudo, nas últimas 3 temporadas reprodutivas (05/06, 06/07 e 07/08). A média é indicada pelo traço central das caixas, cujas bordas superiores e inferiores indicam, respectivamente, média mais e menos o desvio padrão. As linhas verticais (suíças) indicam o valor máximo e mínimo.

A partir da figura, é possível observar uma menor abundância nos quilômetros da praia de Dunas. A qual já foi indicada anteriormente como a praia com a menor quantidade de ninhos na área de estudo, apresentando um número médio máximo de 28 e um mínimo de 8 ninhos por quilômetro monitorado. As médias encontradas para as praias de Dunas, Coqueiro e Mangue Seco foram, respectivamente 16, 36 e 28 ninhos por quilômetro monitorado.

Já entre as praias de Coqueiro e Mangue Seco, nota-se uma semelhança interessante na distribuição dos ninhos. Apresentando, respectivamente, 51 e 49 como números médios máximos de ninhos por quilômetro. No entanto, é possível observar através da amplitude das caixas que há uma variação maior na quantidade média de ninhos por quilômetro na praia de Mangue Seco, refletido em um valor maior de desvio padrão. Essa praia também é a que contribui com o quilômetro de menos concentração de ninhos de toda a área de estudo, em média 3 por temporada. Trata-se do quilômetro oito, muito próximo da desembocadura

do Rio Real, situação já discutida anteriormente por este trabalho. A tabela 2 mostra a área utilizada pelas tartarugas para postura dos ninhos.

Tabela 2. Área dos polígonos formados pela posição dos ninhos nos quilômetros da área de estudo. Número absoluto e densidade de ninhos nos quilômetros e na área total. Os dados apresentados nesta tabela referem-se apenas à temporada 2007/2008.

Praia – Quilômetro	Área do polígono (m²)	Nº de ninhos	Densidade (ninhos/m²)
Dunas – km 1	32.158,46	20	0,00062
Dunas – km 2	26.789,23	12	0,00045
Dunas – km 3	43.874,49	17	0,00039
Dunas – km 4	41.580,71	21	0,00051
Dunas – km 5	45.013,33	27	0,00060
Coqueiro – km 1	53.424,91	28	0,00052
Coqueiro – km 2	45.346,84	47	0,00104
Coqueiro – km 3	47.676,05	53	0,00111
Coqueiro – km 4	64.479,08	56	0,00087
Coqueiro – km 5	66.690,11	58	0,00087
Coqueiro – km 6	42.681,10	29	0,00068
Mangue Seco – km 1	70.826,89	21	0,00030
Mangue Seco – km 2	83.986,82	54	0,00064
Mangue Seco – km 3	76.286,92	57	0,00075
Mangue Seco – km 4	78.545,96	37	0,00047
Mangue Seco – km 5	46.612,34	9	0,00019
Mangue Seco – km 6	70.923,33	35	0,00049
Mangue Seco – km 7	77.414,86	47	0,00061
Mangue Seco – km 8	37.183,78	7	0,00019
Média	55.341,85	33,42	0,00059
Desvio padrão	17.461,93	17,42	0,00025
Área total	1.051.495,21	635	0,00060

É importante que se considere aspectos referentes à largura da praia. Dessa forma, os ninhos da temporada 2007/2008 tiveram sua posição marcada com um aparelho de GPS, de forma que foi possível obter um polígono correspondente ao uso de cada quilômetro da área de estudo (anexo 3). Considerou-se para tanto os ninhos mais próximos e mais distantes da linha de maré, criando referências nos quilômetros (tabela 2).

Assim, em vista da baixa densidade obtida através do método de polígono apresentado acima, mesmo considerando que há diferença entre a largura dos trechos de praia apresentados, optou-se por adotar o número absoluto de ninhos por trecho como uma medida de abundância relativa e disponibilidade do recurso “ninho” ao predador na área de estudo. Sugere-se que a distribuição dos ninhos nos polígonos formados em cada quilômetro seja agregada (anexo 3) podendo resultar em densidades baixas dependendo do uso de seus extremos (mais distante e menos distante), ainda que haja grande concentração de ninhos em uma região intermediária do polígono.

A figura 15 mostra a distribuição dos ninhos por quilômetro nas praias da área de estudo. Indicando os quilômetros 4 da praia de Coqueiro e o 3 da praia de Mangue Seco com a maior quantidade de ninhos acumulados nas últimas três temporadas. Ao passo que o quilômetro 8 de Mangue Seco, conforme discutido, figura com a menor concentração de ninhos seguido pelo quilômetro 2 de Dunas.

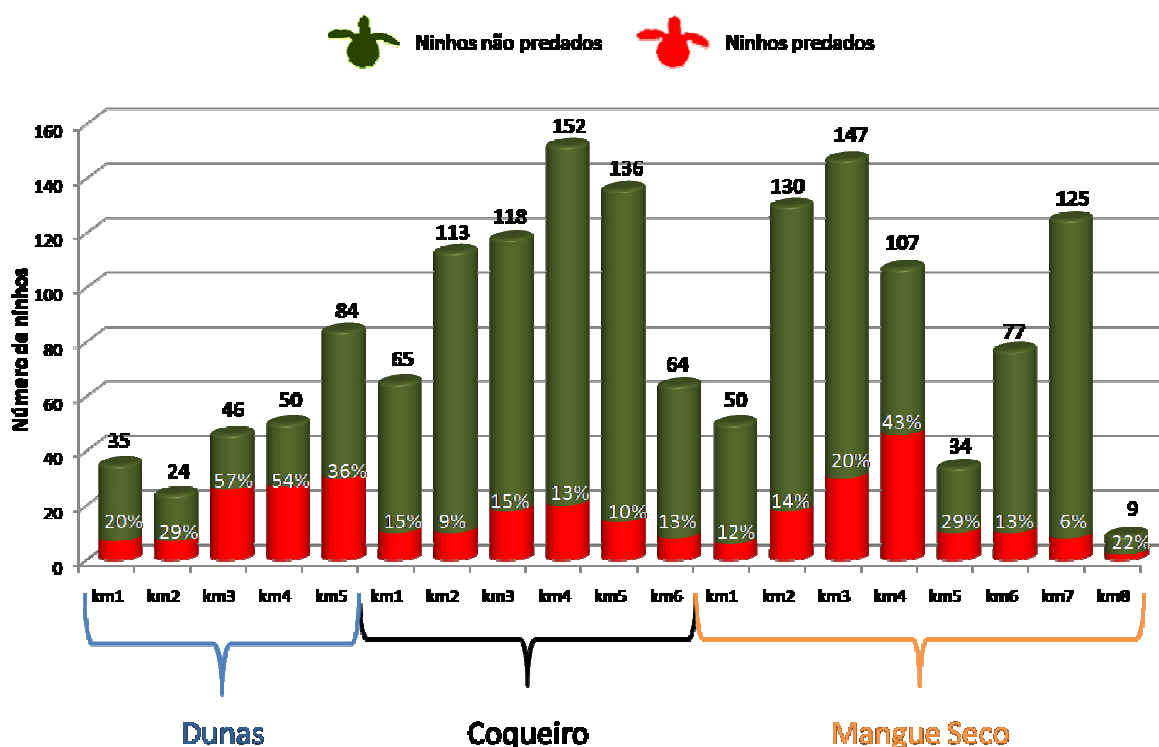


Figura 15. Distribuição dos ninhos nos quilômetros da área de estudo. Os números absolutos indicam o total de ninhos e os percentuais referem-se às taxas de predação nos quilômetros.

É possível identificar áreas de grande concentração de desovas como é o caso da zona que compreende os quilômetros 2, 3, 4 e 5 da praia de Coqueiro que chega a somar cerca de 500 ninhos. E principalmente, os quilômetros 2, 3 e 4 de Mangue Seco, compreendendo aproximadamente 400 ninhos, durante esse mesmo período. Configurando essas áreas como grandes bolsões de desova, onde a média anual por quilômetro pode ficar entre 30 a 50 ninhos.

Observa-se uma diminuição na quantidade de ninhos na divisa entre as praias de Coqueiro e Mangue Seco, assim como nos quilômetros 6 e 7 desta praia. Acredita-se que essa redução pode estar relacionada às ações antrópicas nessas áreas, já que na divisa entre as duas praias citadas encontra-se a entrada para o povoado de Coqueiro, bem como uma barraca de praia. Dessa forma, trata-se de uma área com constante fluxo

turístico e de moradores, além de ser bastante utilizada para a pesca de subsistência dessa comunidade. Nos quilômetros 5 e 6 de Mangue Seco há um fluxo turístico ainda mais intenso, sendo que neste último observa-se também a presença de diversas barracas de praia, e ainda uma entrada para o povoado de Mangue Seco.

A área em questão é muito utilizada por atividades de turismo e lazer, como passeios de “bugue” na praia e nas dunas. Além disso, há também a influência da atividade das fazendas de cocos na região, havendo coleta e transporte desse fruto. Nessas comunidades é muito comum também a criação extensiva de gado, sem demarcação de uma área específica. Dessa forma, é possível encontrar rebanhos inteiros nas praias, especialmente durante a noite.

Assim, acredita-se que esses fatores estejam fortemente ligados à atual distribuição espacial dos ninhos nas praias. Sendo que as constantes e crescentes atividades humanas nessas áreas podem ter alterado o seu uso pelas espécies de tartarugas marinhas que desovam na região, refletidas em menos ninhos nesses quilômetros mais alterados.

Em relação à predação, os quilômetros 3 e 4 da praia de Dunas apresentaram as maiores taxas. Apesar de observar-se um maior número absoluto de predações nos quilômetros com mais ninhos, esses compõem taxas mais baixas. Dessa forma as maiores perdas por predação se deram em quilômetros não tão representativos em termos de quantidade absoluta de ninhos, mas que apresentaram grandes taxas de predação (46 ninhos/57% predados e 50 ninhos/54% predados, nos quilômetros 3 e 4 de Dunas, respectivamente, *e.g.*).

Muito se discute em relação ao efeito da densidade de predadores e presas nesse processo. Begon *et al.* 2006, relaciona, através da compilação de diversos trabalhos sobre o tema, a predação com questões como o forrageio ótimo e estratégias de agregação em manchas. Os autores

apontam esses fatores como determinantes em se tratando da dinâmica de predações.

Com isso, através de uma regressão linear simples, buscou-se avaliar a relação entre a quantidade de ninhos nos quilômetros e suas respectivas taxas de predação (figura 16).

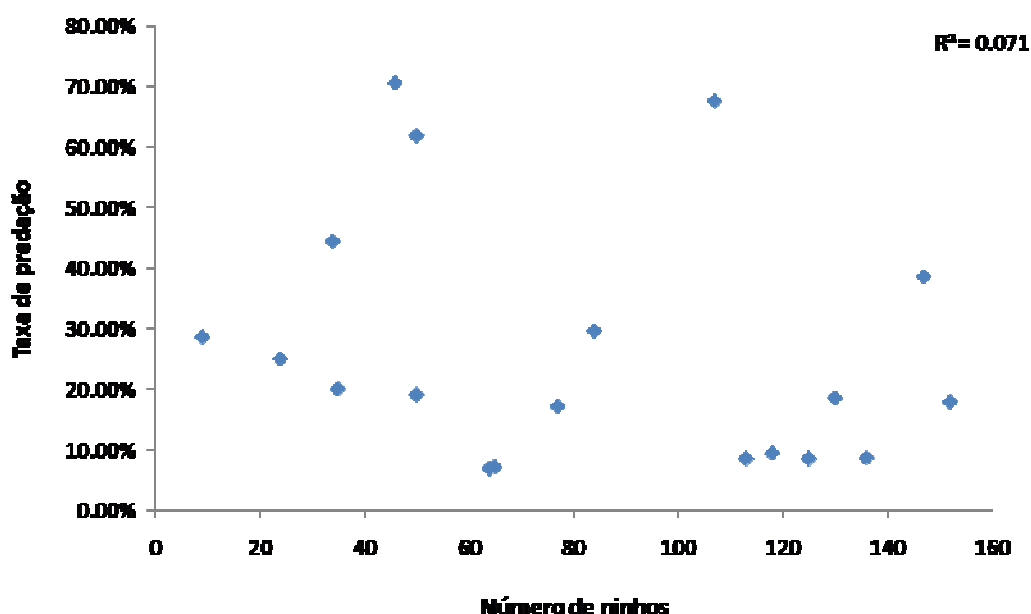


Figura 16. Regressão linear simples entre a taxa de predação e o número de ninhos observados em cada quilômetro. Cada marcador representa a intersecção desses valores em seu respectivo quilômetro. ($R^2 = 0,071$; $p > 0,05$).

Neste trabalho, não foi possível observar uma relação direta entre as taxas de predação e o número de ninhos ($R^2 = 0,071$; $p > 0,05$), ou seja o fenômeno se mostra não dependente da abundância de ninhos nos trechos. De forma que alguns ninhos estão expostos a um risco maior de predação em determinados quilômetros, representando agregações de risco (ver Begon *et al.* 2006).

O que também pode estar relacionado ao fato de que a divisão dos trechos nas praias foi realizada pela distância, não refletindo necessariamente áreas de maior concentração de ninhos.

Assim, as altas taxas de predação devem estar sendo determinadas por diversos outros fatores, os quais se atribuem possivelmente à características específicas dos predadores e do habitat.

O predador em questão nesse trabalho, *C. thous*, tem hábito de viver em grupos, podendo ocupar extensas áreas. O habitat utilizado por esse animal pode variar no Brasil de 1.4 a 12.8 km² (Michalski 2000; Juarez e Marinho-Filho 2002). Dessa forma, é possível que haja mais de um grupo na área de estudo. Podendo haver locais de sobreposição, motivo pelo qual esses podem representar um investimento maior na sua utilização, refletidos em menores taxas de predação.

A espécie possui um comportamento bastante arisco à presença humana, o que pode estar relacionado às taxas de predação menores nos quilômetros de uso humano constante, como a divisa das praias de Coqueiro e Mangue Seco e os quilômetros 6 e 7 desta última (ver figura 15). Por ser um animal bastante oportunista, acredita-se que esses grupos podem estar utilizando outros recursos na região, até mesmo lixo, de forma que os ninhos predados podem não ser seu principal recurso alimentar.

A falta de vegetação costeira e a utilização de áreas muito próximas às praias para plantação de coco, certamente também estão envolvidas entre os fatores que determinam a distribuição espacial de *C. thous* na área. No entanto a falta de dados em relação à população dos predadores, bem como da real situação de degradação dessa vegetação, não nos permite chegar a conclusões mais concretas.

4.6 Sazonalidade das desovas e das predações

Cada espécie apresenta seu pico de desova em determinada fração da temporada reprodutiva. A utilização diferenciada das praias ao longo do

tempo para postura determina a composição de espécies nas praias durante todo o período de incubação, em média 50 dias (Marcovaldi & Laurent 1996; Marcovaldi 2001; da Silva *et al.* 2003; Projeto TAMAR-IBAMA 2005).

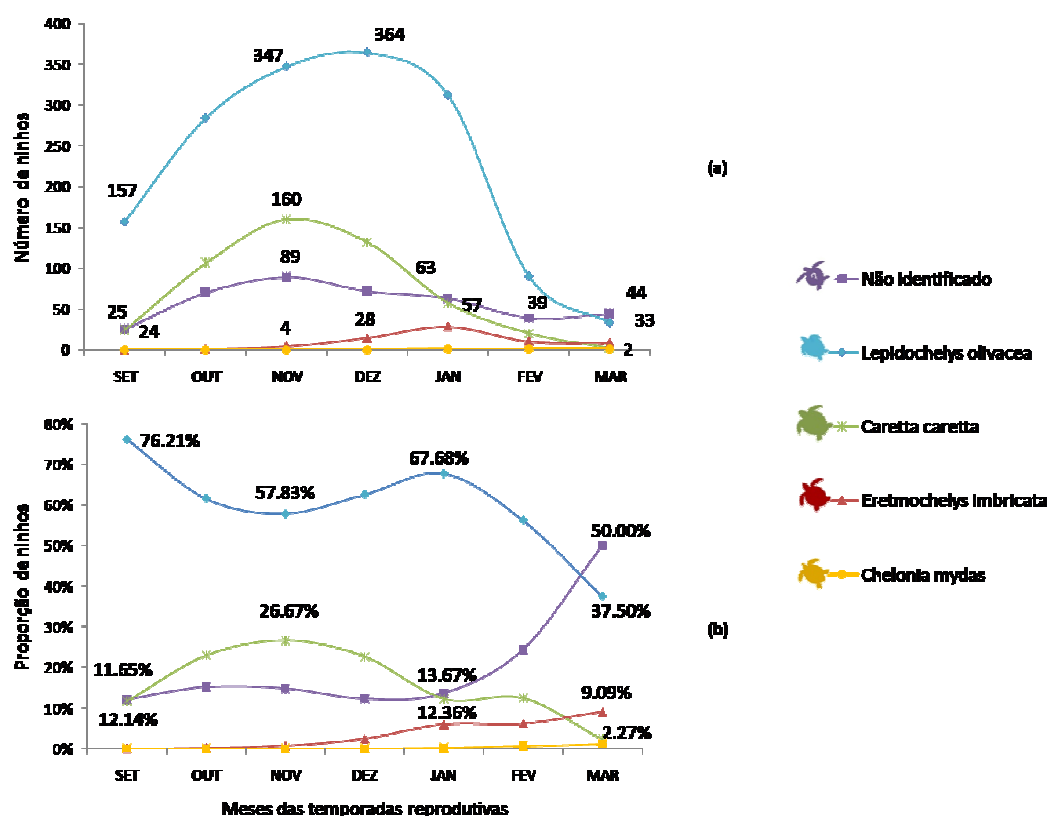


Figura 17. Utilização diferencial das praias na área de estudo em escala temporal. a) Sazonalidade de utilização da área de estudo pelas espécies, em números absolutos. b) Efeito da sazonalidade na proporção entre as espécies. Dados referentes às temporadas de 2005/2006, 2006/2007 e 2007/2008.

É possível identificar padrões característicos de cada espécie em relação aos meses das temporadas reprodutivas (figura 17). O início da temporada reprodutiva em setembro é marcado por desovas das espécies *L. olivacea* e *C. caretta*, de forma que a primeira mantém-se como mais representativa durante toda a temporada.

A ocorrência de *L. olivacea* aumenta entre os meses de setembro e dezembro, onde atinge seu pico máximo. Em contrapartida *C. caretta*

cresce de setembro a novembro, onde atinge seu pico reprodutivo. No entanto, é possível considerar outubro, novembro e dezembro como principais meses para essa espécie já que a variação entre eles não se mostra muito representativa em termos proporcionais (Figura 17b) Já *L. olivacea* mostra um pico bastante evidente no mês de dezembro a partir do qual sofre um declínio da ordem de 70% até fevereiro. Os padrões observados corroboram outros trabalhos realizados com as populações dessas espécies que utilizam a costa brasileira (Marcovaldi & Laurent 1996; Projeto TAMAR-IBAMA 2005).

Nota-se a importância da sazonalidade das desovas nas praias ao associá-la à distribuição temporal das predações, conforme figura 18.

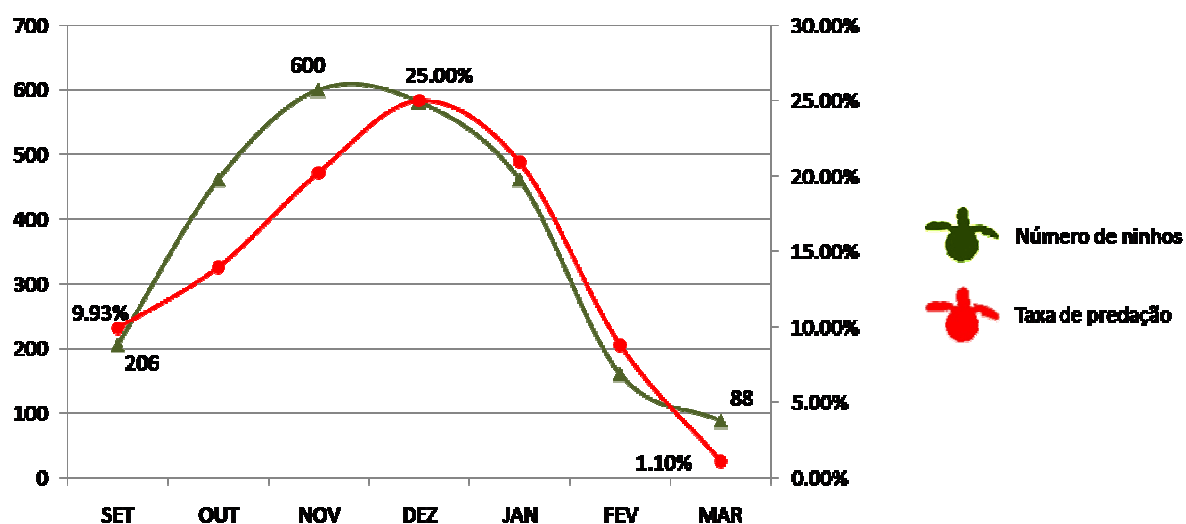


Figura 18. Distribuição temporal dos ninhos e da predação na área de estudo. Dados referentes às temporadas de 2005/2006, 2006/2007 e 2007/2008.

Observa-se que a taxa de predação atinge o seu máximo (25%) durante o mês de dezembro, o qual se mostra como o período com maior número de ninhos nas praias. Isso porque, é possível observar em relação à figura 17, o mês de dezembro é considerado pico para a espécie mais abundante da região, *L. olivacea*, que acaba por sobrepor também com um dos meses de pico para *C. caretta* e aumento da atividade de *E. imbricata*.

Ou seja, pode-se perceber que a predação aumenta à medida que há uma maior quantidade de ninhos na praia, contrapondo o que foi discutido anteriormente de que a predação, nesse caso, é um fenômeno não dependente da abundância.

Assim observa-se que apesar de o fenômeno da predação não estar associado diretamente à abundância de ninhos nos quilômetros, não aumentando diretamente com o aumento no número de ninhos, aparentemente há uma relação temporal com essa abundância. Dessa forma repetiu-se a regressão linear apresentada anteriormente, no entanto em uma escala temporal (figura 19).

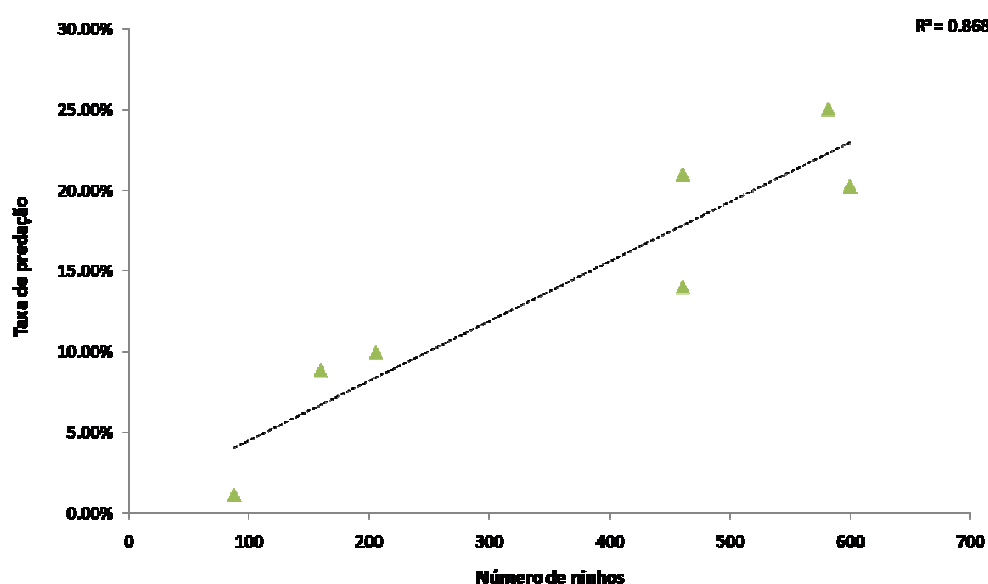


Figura 19. Regressão linear simples entre a taxa de predação e o número total de ninhos observados por mês. Cada marcador representa a intersecção desses valores em seu respectivo mês ($R^2 = 0,868$; $p < 0,05$). A linha de regressão indica a tendência da relação. Dados referentes às temporadas de 2005/2006, 2006/2007 e 2007/2008.

Observa-se forte relação entre a taxa de predação e o número total de ninhos nas praias, que atinge seu pico nos meses de dezembro e janeiro, demonstrados pelos últimos marcadores observados na regressão. A relação apresenta um valor de R^2 bastante significativo, permitindo uma

boa avaliação dos fatos. Isso sugere que os predadores podem não apresentar preferências claras por determinadas áreas, as de maior abundância de ninhos, por exemplo, no entanto respondem de forma positiva ao aumento na disponibilidade do recurso “ninho”, ou ovos, em relação ao tempo. Ou seja, predam mais nos períodos em que há mais ninhos nas praias da área de estudo como um todo, porém não necessariamente em trechos de maior abundância como testado anteriormente por este trabalho.

Outro fator importante diz respeito às espécies mais atingidas pela predação. Considerando-se a composição de espécies que utiliza a área estudada, apresentada em seções anteriores deste trabalho, espera-se que *L. olivacea* seja a espécie com o maior número de ninhos predados. O que ainda é reforçado pela coincidência do pico de desova da espécie com o pico de taxas de predação.

No entanto a perda ocasionada pelas predações sobre as espécies menos representativas na região podem compor uma maior perda relativa de filhotes naquela região. Ou seja, 20 ninhos predados de uma espécie com 100 ninhos na área representam uma perda de 20% enquanto que o mesmo número de ninhos predados de uma espécie com cerca de 40 ninhos na área podem representar uma perda de até 50%.

A tabela 3 mostra a composição de espécies atingidas pela predação durante as últimas três temporadas reprodutivas, onde a estratégia de manejo adotada foi *in situ*.

Tabela 3. Número de ninhos por espécie e porcentagem do total de ninhos; número de predações e porcentagem do total de predações por espécie; taxa de predação por temporada reprodutiva na área de estudo (19 km), durante as temporadas de 2005/2006, 2006/2007 e 2007/2008. N.I. = Não identificado.

	<i>L. olivacea</i>	<i>C. caretta</i>	<i>E. imbricata</i>	<i>C. mydas</i>	N.I.	TOTAL
2005 / 2006	249 (54,25%)	80 (17,43%)	16 (3,49%)	1 (0,22%)	113 (24,62%)	459
Ninhos	26	4	2	0	35	67
Predados	(38,81%)	(5,97%)	(2,99%)	(0,00%)	(52,54%)	(14,60%)
2006 / 2007	242 (51,71%)	92 (19,66%)	16 (3,42%)	1 (0,21%)	117 (25%)	468
Ninhos	38	4	2	0	63	107
Predados	(35,51%)	(3,74%)	(1,87%)	(0,00%)	(58,88%)	(22,86%)
2007 / 2008	388 (61,10%)	97 (15,28%)	3 (0,47%)	0 (0,0%)	147 (23,15%)	635
Ninhos	66	13	1	0	65	145
Predados	(45,52%)	(8,97%)	(0,69%)	(0,00%)	(44,83%)	(22,83%)
TOTAL	879 (56,27%)	269 (17,22%)	35 (2,24%)	2 (0,13%)	377 (24,14%)	1562
TOTAL	130	21	5	0	163	319
Predações	(40,75%)	(6,58%)	(1,57%)	(0,00%)	(51,10%)	(20,42%)

Os resultados demonstrados na tabela confirmam *L. olivacea* como espécie mais atingida pela predação, em todas as temporadas analisadas. Ao passo que as perdas relativas à predação nas espécies *C. caretta* e *E. imbricata* mostram-se bastante pequenas quando relativizadas ao total de predações. Assim a área de estudo mais uma vez reforça-se como fundamental para conservação e manejo de tartarugas da espécie *L. olivacea*.

Observa-se também que, com exceção da temporada 2006/2007, a maior parte dos ninhos predados não são identificados. O que pode ser

atribuído à predação total dos ninhos e conseqüente impedimento de sua identificação. Além de que o aumento no número total de ninhos gera uma demanda maior de monitoramento, podendo prejudicar também nas taxas de identificação de ninhos.

4.7 Avaliação de metodologia anti-predação: o experimento das bandeiras

Desde a década de 90 o Projeto TAMAR ICMBio vem utilizando telas sobre os ninhos monitorados, como forma de minimizar a predação. Apesar de ser um método bastante eficaz e reconhecido mundialmente, a utilização de telas protetoras não elimina totalmente a predação e sua efetividade varia tanto entre as áreas quanto em relação a predadores específicos. Na área de estudo, por exemplo, observa-se uma forte pressão de predação sobre os ninhos, mesmo que esses estejam protegidos por telas.

Dessa forma, buscando minimizar a predação na área de estudo, surgiu o método das bandeiras, melhor descrito na metodologia deste trabalho. A idéia de utilização de bandeiras surgiu durante a temporada 2006/2007 a partir de um dos agentes locais, envolvidos no monitoramento diário das praias, o qual começou a utilizar sacos plásticos e garrafas nas estacas de marcação dos ninhos para afugentar as raposas, como é localmente conhecido o predador em questão *C. thous*.

Em vista de uma percepção empírica da sua efetividade, diversos outros agentes locais adotaram a “técnica” e assim decidiu-se pela padronização e teste deste método durante a temporada 2007/2008, aliando o conhecimento ecológico local a parâmetros científicos e acadêmicos. Desde então a idéia aprimorou-se e incorporou novos fatores de análise apresentados a seguir.

As bandeiras foram confeccionadas com o auxílio desses agentes locais que conceberam a idéia. Assim, a incorporação da utilização de

bandeiras em sua rotina diária de monitoramento tornou-se mais fácil, contando até mesmo com a curiosidade dessas pessoas em relação ao método científico e ao resultado do trabalho.

Cerca de 50% dos ninhos da área de estudo foram protegidos por bandeiras, com e sem guizo, de acordo com a metodologia descrita anteriormente. Os ninhos tiveram suas posições obtidas através de um aparelho de GPS, permitindo a visualização de como os diferentes tratamentos dados aos ninhos (SB, CB e BG, ver metodologia) ficaram dispostos na área de estudo.

As figuras 20, 21 e 22 foram obtidas a partir desses dados e representam o arranjo dos ninhos, no sentido sul-norte, nas praias de Dunas, Coqueiro e Mangue Seco. Possibilitando também uma boa observação da abundância de ninhos, bem como de algumas características físicas das praias estudadas, como a visualização da desembocadura do Rio Real ao norte da praia de Mangue Seco (figura 22). A importância da integração de métodos de georeferenciamento a estudos ecológicos é notória, mostrando-se, neste caso, como uma ótima ferramenta ilustrativa.

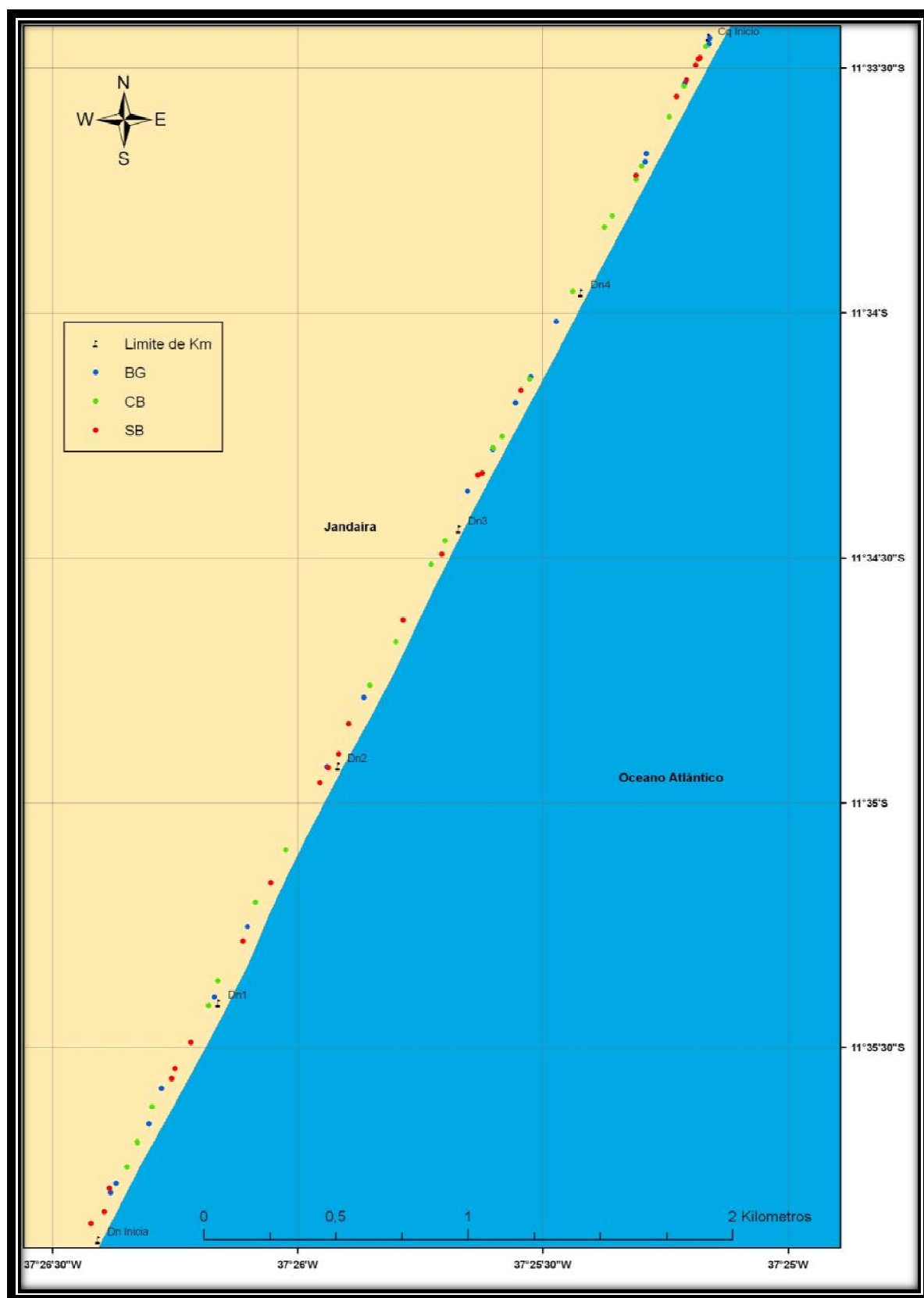


Figura 20. Disposição dos ninhos na praia de Dunas, de acordo com o tratamento recebido (SB, CB e BG). Dados da temporada 2007/2008.

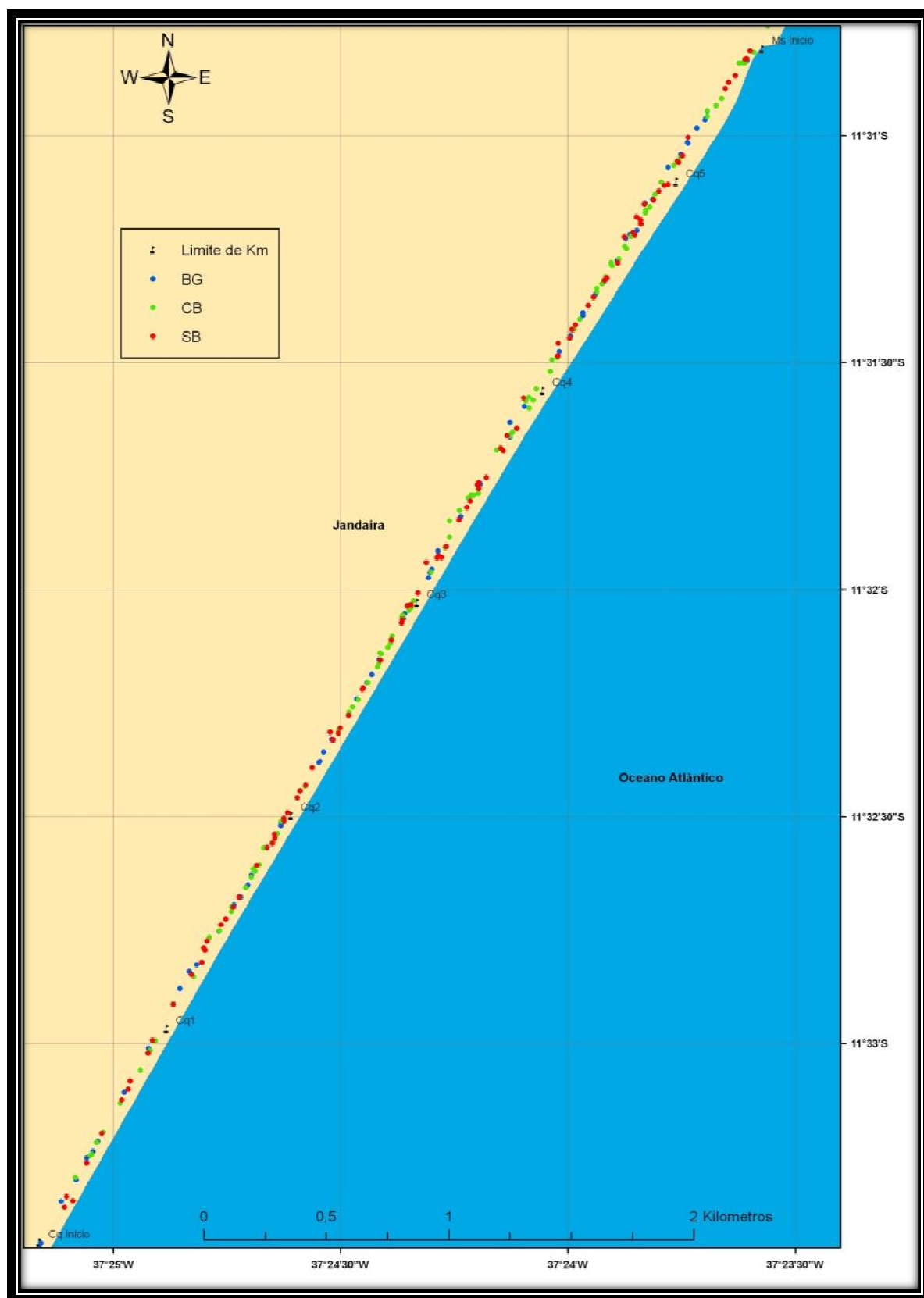


Figura 21. Disposição dos ninhos na praia de Coqueiro, de acordo com o tratamento recebido (SB, CB e BG). Dados da temporada 2007/2008.

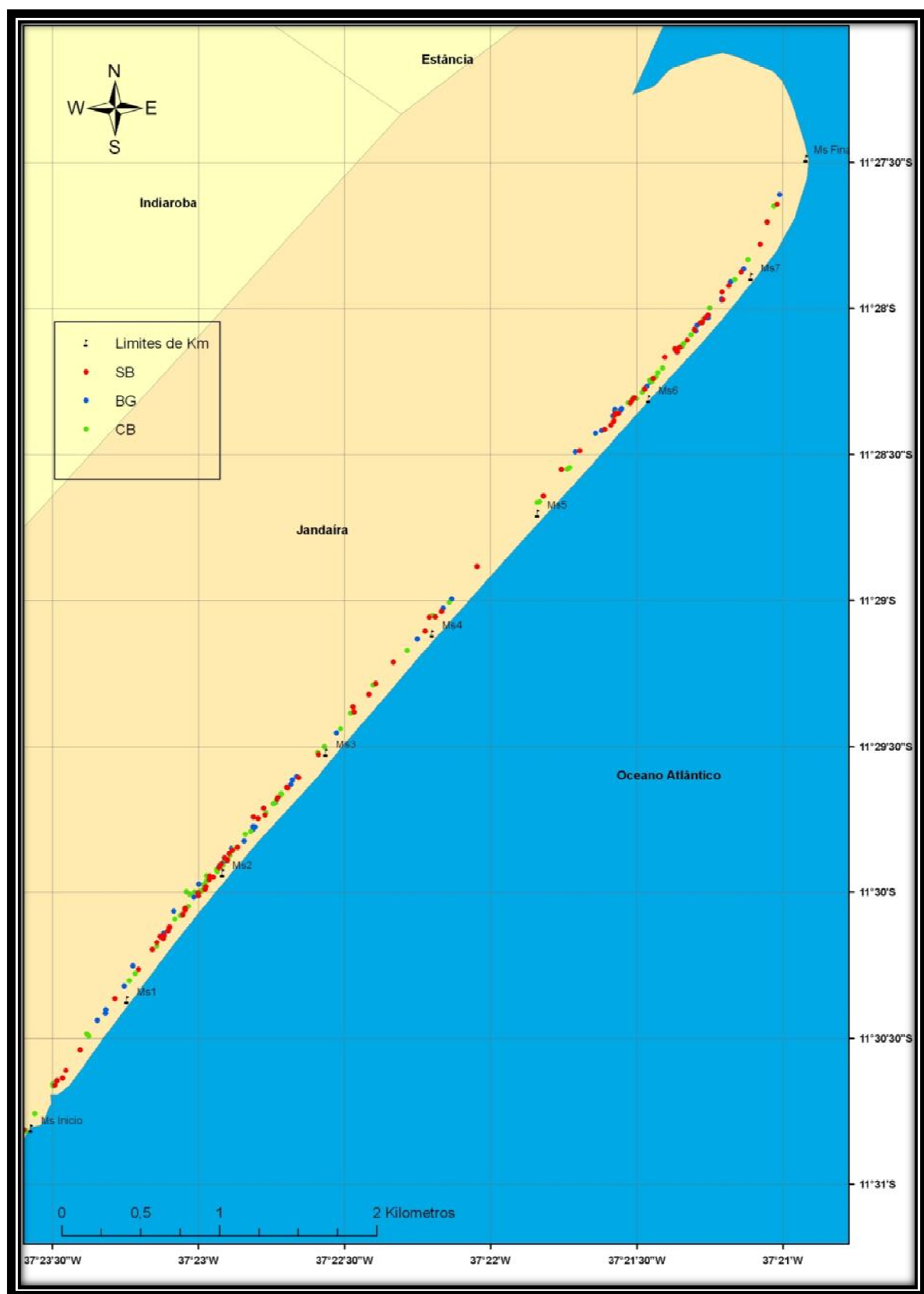


Figura 22. Disposição dos ninhos na praia de Dunas, de acordo com o tratamento recebido (SB, CB e BG). Dados da temporada 2007/2008.

Observa-se que os tratamentos encontram-se bastante combinados, de forma que não é possível indicar áreas de maior concentração de determinado tipo. Assim, acredita-se que os resultados obtidos por este trabalho apresentam-se pouco influenciados por diferenças em relação ao risco de predação a que estão expostos ninhos de tratamentos distintos.

É importante que se pense também sobre a questão da influência de um tratamento sobre o outro e o raio de atuação de cada um deles. Por exemplo, em um trecho muito denso poderão ser encontrados ninhos sem bandeira e com bandeira, bastante próximos, de forma que o artefato utilizado em um deles poderia gerar um efeito sobre ambos. No entanto, observações de campo indicam um efeito bastante local das bandeiras. Isso porque se encontram pegadas ao redor dos ninhos protegidos pelo experimento, muitas vezes bastante próximos. Dessa forma, acredita-se que esse fator deva ser desprezível, em vista das demais variáveis envolvidas na efetividade do método.

Do total de ninhos obtidos na área de estudo, aproximadamente 75% tiveram sucesso enquanto que os 25% complementares sofreram predação tanto durante o período de incubação quanto antes do monitoramento (ver item 5.4). De forma que dentre as predações ocorridas durante o período de incubação do ninho, cerca de 80% se deram em ninhos não protegidos pelo experimento.

A figura 23 mostra os resultados obtidos para os três diferentes tratamentos na área de estudo, bem como uma comparação entre os ninhos sem bandeira e os protegidos pelo experimento.

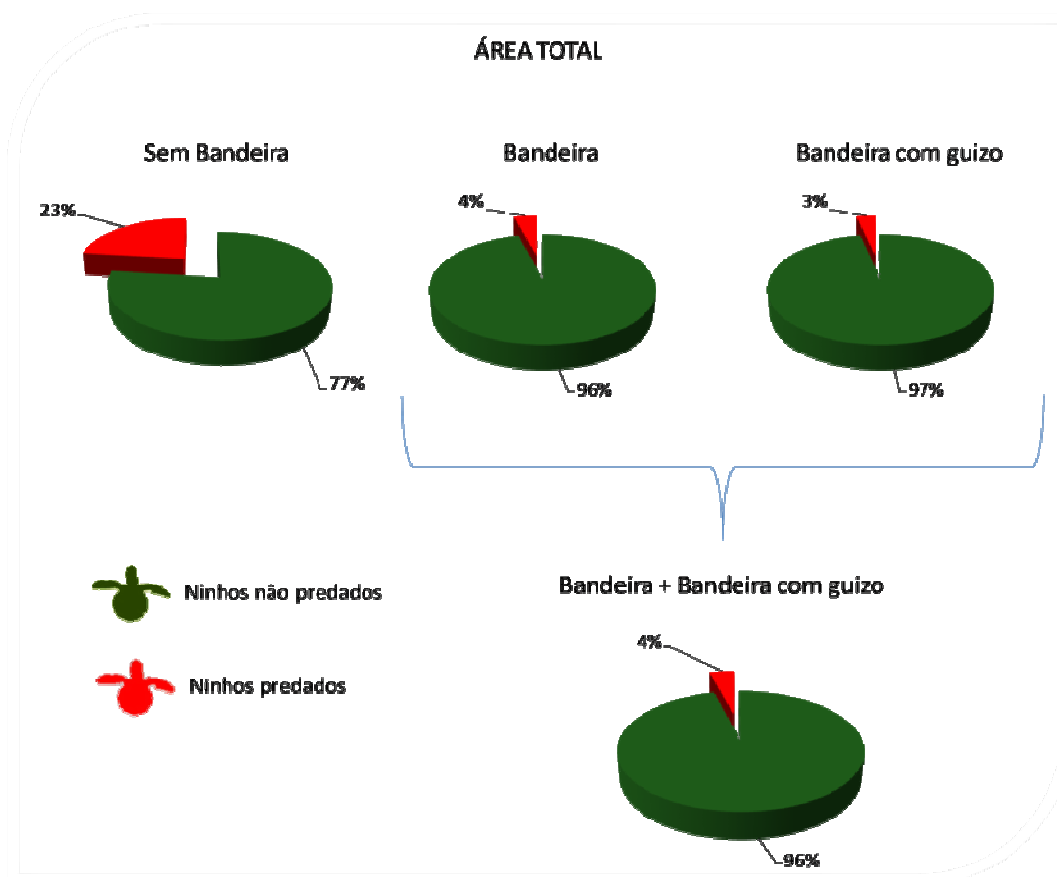


Figura 23. Proporção de ninhos predados e não predados por tratamento utilizado, em toda a área de estudo.

Buscou-se avaliar dessa forma a efetividade da metodologia das bandeiras associada ao uso de telas, e ainda, tentou-se compreender melhor o funcionamento das bandeiras para afugentar os predadores, em relação ao componente visual e sonoro.

Nota-se uma diferença entre a proporção de ninhos predados sem bandeira em relação aos predados protegidos com bandeira ($\chi^2 = 28,02$ g.l. = 1 $p < 0,001$) e os com bandeira e guizo ($\chi^2 = 21,92$ g.l. = 1 $p < 0,001$). O que indica a efetividade da proteção de ninhos com as bandeiras, representando um bom método para redução da predação de ninhos de tartarugas marinhas.

Conforme discutido anteriormente por este trabalho, a maioria das metodologias anti-predação sugeridas em todo o mundo, passam pela

remoção dos predadores e a aplicação de técnicas letais. O que certamente está acompanhada de sérias implicações ecológicas, ainda desconhecidas em sua maioria. Dessa forma, a metodologia testada por este trabalho mostra-se funcional e efetiva, com a vantagem de se tratar de um método não letal, minimizando os efeitos em cascata que possam ser fruto do manejo das predações (Ratnaswamy & Warren 1998; Bouchard & Bjørndal 2000; Woolard *et al.* 2004; Barthón & Roth 2006).

Em relação aos tratamentos com bandeira e guizo, não foi possível observar diferenças claras em suas efetividades ($\chi^2 = 0,07$ g.l. = 1 $p > 0,05$). De tal modo que, acredita-se que o efeito bandeira seja mais determinante que o efeito sonoro dos guizos, sugerindo a possibilidade de se considerar ambos os tratamentos como apenas um (ver figura 23).

Apesar de o intuito ser verificar o possível efeito sonoro para afugentar predadores, o desenho amostral utilizado por este trabalho acabou por não apresentar dados suficientes para tal constatação. Isso porque a metodologia das bandeiras apresenta-se associada ao método da tela, conforme discutido, e ainda não foi testada a variável som isoladamente. Sendo o mais correto em termos de desenho amostral, ter uma temporada para cada tratamento isoladamente, para aí sim obter-se uma avaliação concreta dos fatores que levam a bandeira a evitar as predações.

Assim, acredita-se que o predador possa ter associado às bandeiras nos ninhos um fator de risco para a predação. Por diversas vezes, foi possível observar no campo a tentativa de predação de ninhos protegidos. Os rastros dos predadores formavam um círculo em torno da bandeira, indicando uma possível avaliação do investimento de predação naqueles locais, no entanto não atingiam os ninhos.

Em outros casos, observou-se que o bom estado do material das bandeiras pode determinar que haja predação ou não. No início do

experimento, houve alguns problemas logísticos (melhor descritos na metodologia deste trabalho), sendo que se utilizou um tecido não muito resistente em parte da temporada reprodutiva. O que gerou uma demanda de substituição das bandeiras, tendo sido observado eventos de predação sobre ninhos protegidos com bandeiras danificadas. Assim, o material e a integridade do artefato utilizado mostram-se como fatores determinantes ao sucesso do método.

Outro ponto a ser considerado é em relação à influência do vento na efetividade do método. A área de estudo deste trabalho é uma região de ventos constantes, muitas vezes intensos, favoráveis ao funcionamento do método. No entanto, notou-se durante o período do experimento que, em dias de pouco vento ou de baixa intensidade, as bandeiras tiveram seu efeito reduzido, implicando inclusive em alguns eventos de predação. Assim, as condições relativas ao vento podem ser consideradas como limitantes deste método.

As observações realizadas no campo aliadas aos resultados deste trabalho sugerem até mesmo que as bandeiras poderiam ser utilizadas com sucesso independentemente ao uso de telas protetoras. No entanto, em algumas ocorrências as telas podem ter assegurado a efetividade do método no sentido de representarem mais um fator de dificuldade para a predação. Assim, acredita-se que o uso de bandeiras associado ao uso de telas seja, por hora, o mais indicado. A continuidade e realização de estudos em longo prazo podem esclarecer melhor esta questão, talvez até mesmo corroborando o uso de bandeiras em detrimento ao uso de telas.

O método pode também variar sua efetividade em relação à diferentes áreas de aplicação, sugerindo-se considerações acerca dos fatores limitantes discutidos anteriormente antes de sua replicação em outros locais. A figura 24 mostra a efetividade dos tratamentos entre as praias da área de estudo.

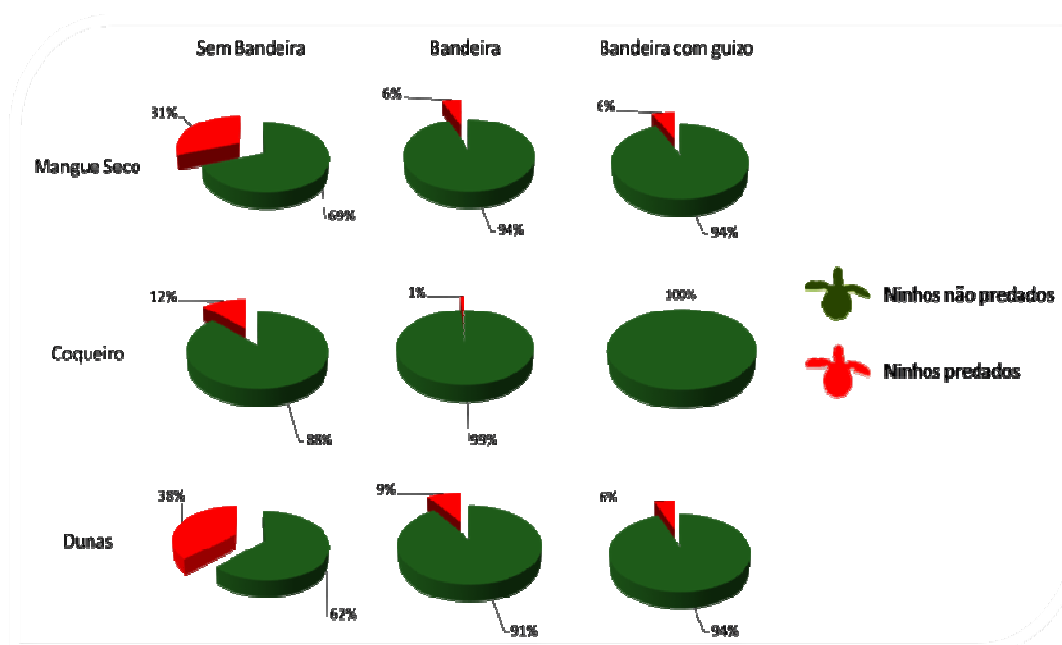


Figura 24. Proporção de ninhos predados e não predados em cada praia, por tratamento utilizado.

Em relação às praias da área de estudo, observa-se que a maior taxa de predação em ninhos sem bandeira ocorre na praia de Dunas, acompanhando as maiores taxas de predação da área total. Percebe-se que a utilização dos tratamentos com bandeira e bandeira e guizo, é capaz de reduzir as proporções de predação em até 30%. Destacando a maior efetividade do método na praia de Coqueiro onde apenas 1% dos ninhos protegidos por bandeira foram predados e entre os que levaram bandeira e guizo, nenhum deles foi predado. No entanto, não foi possível identificar diferenças significativas entre a efetividade do tratamento bandeira e bandeira com guizo, reafirmando os resultados obtidos para a área total.

A praia de Coqueiro figura com as menores taxas de predação, acompanhadas das maiores proporções de proteção pelos tratamentos deste trabalho. Ainda que a diferença identificada entre as praias não seja muito representativa. Portanto, acredita-se que essas alterações devam estar também bastante relacionadas à biologia do predador, especialmente

no que diz respeito à área de uso, sobreposição de territórios entre grupos ou ainda proximidade de ocupação humana.

Considerando ainda o efeito da predação dos ninhos enquanto fenômeno natural, compondo um equilíbrio dinâmico entre as populações de predador e presa, é fundamental que haja uma reflexão acerca do manejo das predações. Conforme discutido anteriormente, diversos trabalhos buscam eliminar a predação de ninhos, muitos dos quais através da remoção dos predadores. Porém a predação pode representar um importante componente de seleção, por exemplo, de forma que o manejo pode trazer implicações delicadas e pouco previsíveis nas populações. Essas questões são mais bem discutidas no item 4.8 deste trabalho.

Com isso, a aplicação da metodologia de bandeiras realiza um manejo da predação, não eliminando totalmente essas ocorrências. Sugere-se que as bandeiras sejam colocadas em todos os ninhos das praias monitoradas, sendo incorporada na rotina de monitoramento dos projetos de conservação de tartarugas marinhas, especialmente em áreas que apresentem essa problemática da predação. Resultando em uma sensível redução nas taxas de predação, não excluindo totalmente os eventos de predação enquanto processo ecológico.

É importante considerar que o uso de bandeiras abrange as predações que ocorrem durante o período de incubação a partir do seu monitoramento, perfazendo um total de 40% das predações. Dessa forma, não se aplica às predações ocorridas antes do monitoramento (ver item 4.4), ainda que possa se esperar reflexos da metodologia das bandeiras também sobre esses eventos.

Assim como Yerli *et al.* 1997, acredita-se que com o aumento da proporção de proteção dos ninhos com bandeiras em longo prazo, é possível que os predadores passem a investir mais na procura de ninhos não protegidos. Entretanto com base na biologia de *C. thous*, por sua

característica de forrageador oportunista pode-se também esperar que esses grupos optem por itens alimentares alternativos mais acessíveis, com um menor custo de forrageio (ver mais em Pitman *et al.* 2002; Begon *et al.* 2006; Trovati *et al.* 2007).

De qualquer forma, deve-se dedicar uma atenção especial, em curto prazo, também aos eventos de predação antes do monitoramento. Os quais, possivelmente, apresentam fortes contribuições na redução do recrutamento de filhotes nas praias.

4.8 Avaliação das estratégias de manejo adotadas

Este trabalho indica claramente a importância das estratégias de manejo adotadas em cada área. Diversos fatores devem ser considerados quando dessa decisão, tanto relativos a aspectos biológicos específicos das populações envolvidas quanto de condições logísticas e de efetividade do monitoramento.

Em se tratando de tartarugas marinhas, alguns parâmetros biológicos adotados são: a proporção de filhotes vivos, representado pela taxa de eclosão dos ninhos; a proporção de ninhos não identificados, refletindo a efetividade e qualidade do monitoramento; e ainda, a taxa de predação a que os ninhos ficam expostos, traduzindo o risco à que os ninhos possam estar submetidos (Naro-Maciel *et al.* 1997; Richardson 1999; Projeto TAMAR IBAMA 2005).

Como uma possibilidade de avaliação das estratégias de manejo adotadas ao longo do tempo deste trabalho, a figura 25 mostra o comportamento desses parâmetros na área de estudo, de forma comparativa entre as estratégias.

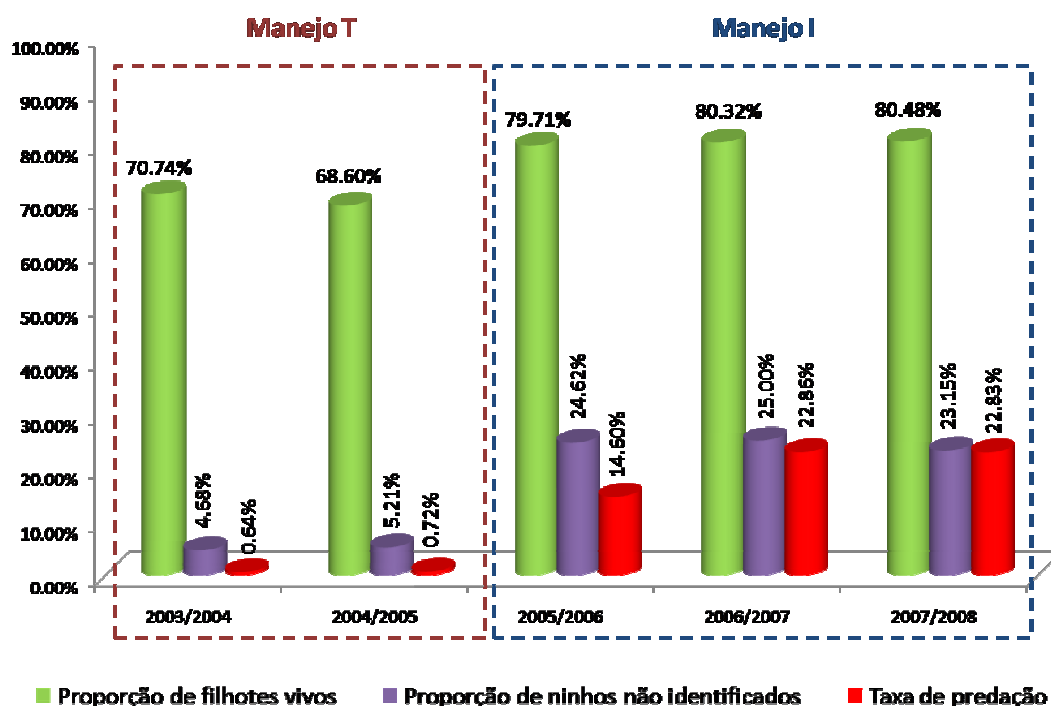


Figura 25. Comportamento dos principais parâmetros eleitos para avaliação das estratégias de manejo na área de estudo (proporção de filhotes vivos, proporção de ninhos não identificados e taxa de predação), ao longo das temporadas reprodutivas analisadas. Os quadros pontilhados agrupam os dados referentes às temporadas de manejo T e manejo I, respectivamente.

Observa-se em relação à proporção de filhotes vivos um aumento de aproximadamente 10% entre a primeira e a última temporada analisada, de forma que os grupos mostram-se, de fato agrupados de acordo com a estratégia de manejo adotada nas respectivas temporadas reprodutivas. Espera-se que ninhos mantidos com o manejo I tenham um maior sucesso de eclosão em relação aos ninhos mantidos no manejo T em vistas ao processo de transferência. Essa hipótese poderia ser utilizada para buscar uma correspondência com o aumento das proporções de filhotes vivos, no entanto pode-se observar também um aumento ainda maior nas taxas de predação entre as temporadas com os distintos manejos.

Dessa forma, os resultados mostram que mesmo os ninhos estando sob uma pressão mais forte de predação animal, o saldo final de filhotes vivos relativos ao investimento reprodutivo de cada temporada tem sido

maior. Ainda assim, deve-se considerar que esse aumento da ordem de 20% nas taxas de predação pode estar ocasionando sensíveis perdas no recrutamento e, por consequência, mascarando ainda mais a discrepância entre as proporções de filhotes vivos entre as temporadas. O que corrobora o fato de o manejo I mostrar-se mais apropriado, considerando fatores biológicos, em vista das maiores taxas de eclosão e menor interferência na determinação das proporções sexuais dos filhotes (Marcovaldi & Laurent 1996; Naro-Maciel *et al.* 1997; Projeto TAMAR IBAMA 2005).

Ainda que se tenha percebido um balanço bastante positivo entre as perdas geradas pela predação e o aumento na proporção de filhotes vivos nas temporadas, a efetividade do manejo também deve ser reconsiderada. Isso porque se percebe um aumento da ordem de 20% nas proporções de ninhinhos não identificados entre as temporadas com manejo T e I, respectivamente.

A identificação das espécies que utilizam as áreas e, principalmente, o monitoramento contínuo dessas populações é fundamental para o sucesso de um programa de conservação de tartarugas marinhas (Richardson 1999; Projeto TAMAR IBAMA 2005). Neste caso, no entanto, tem sua efetividade reduzida nesse sentido.

Considerando os parâmetros avaliados, a mudança na estratégia foi por fim positiva, ainda que possa melhorar com alguns ajustes de monitoramento e manejo. Em relação às taxas de predação, acredita-se que a ampliação do número de ninhinhos protegidos pela metodologia das bandeiras, descrita por este trabalho, poderá trazer importantes resultados no sentido de reduzir as perdas por predação. Em consequência, espera-se um incremento na proporção de filhotes vivos, consolidando os resultados do monitoramento realizado na área a mais de dez anos.

A proporção de ninhos não identificados parece estar relacionada à quantidade de predações ocorridas antes do monitoramento e à dificuldade de acompanhamento dos ninhos durante o seu período crítico de eclosão. O que pode ser resolvido com um aumento no esforço de monitoramento, embora a equipe responsável por essa área seja também responsável por pelo menos mais 15 km de praia.

Assim, sugere-se que o esforço de monitoramento noturno visando o flagrante de fêmeas seja intensificado, de forma a permitir a proteção dos ninhos tão logo estes sejam depositados nas praias, contando ainda com reflexos bastante positivos na quantidade de ocorrências flagradas, possibilitando até mesmo a realização de outros trabalhos nesse sentido. Outro ponto, relativo ao período crítico de eclosão é em relação às condições de vento e chuva da região, as quais muitas vezes apagam rastros dos filhotes ou disfarçam as características dos ninhos na iminência de sua eclosão, fatores envolvidos nos métodos de identificação das espécies (ver mais no item 3.2 deste trabalho).

Ainda no que diz respeito aos ninhos não identificados, é fato que se trata de uma questão de esforço de monitoramento e questões logísticas. Este trabalho aponta a importância da área de estudo através da quantidade de ninhos, composição de espécies e características bastante favoráveis a um monitoramento contínuo. Dessa forma, sugere-se que haja um aumento no esforço de monitoramento na região, refletidos em ampliação da equipe de campo, bem como investimentos em equipamentos e infra-estrutura (veículos e material de campo, *e.g.*).

Percebe-se que o empenho e dedicação das equipes que realizaram os trabalhos de monitoramento durante o período analisado por este trabalho foi determinante para a manutenção de um ótimo nível de monitoramento ao longo desses anos. Considera-se também que a dificuldade relativa aos investimentos na área da conservação, pesquisa e

manejo seja determinante para as condições logísticas do monitoramento. Ainda assim, acredita-se fortemente que através de uma ampliação na equipe e melhoras relativas a veículos e materiais de campo, haverá melhor efetividade e qualidade nas ações de conservação na região.

5. Considerações finais: implicações para o manejo e conservação das tartarugas marinhas

Os resultados deste trabalho ressaltam a importância da área de estudo para a conservação e manejo das populações de tartarugas marinhas. O elevado número de ninhos nas temporadas estudadas e as condições locais de monitoramento determinam a área da sub-base Mangue Seco, sobretudo as praias de Dunas, Coqueiro e Mangue Seco, como áreas absolutamente prioritárias.

Ainda que a ocupação humana tenha causado forte fragmentação de diversos habitats costeiros na região, a área caracteriza-se por uma baixa influência antrópica direta (empreendimentos ou construções na orla, *e.g.*) em comparação com outras áreas do litoral norte da Bahia. Dessa forma, distingue-se como uma área muito propícia ao desenvolvimento de trabalhos científicos, especialmente em biologia e ecologia de tartarugas marinhas, encontrando quase que uma situação controle de baixa influência humana direta.

Em contrapartida, a especulação de uso da área, bem como o turismo figuram como atividades emergentes na região, despertando uma preocupação acerca dos futuros efeitos sobre as populações de tartarugas marinhas e os habitats em geral. Lembra-se que boa parte da área de estudo é composta por áreas de proteção ambiental e unidades de conservação de diferentes categorias, contendo diversos habitats importantes, como restinga e manguezal. Assim, mais uma vez a área se

mostra prioritária a ações de manejo e gerenciamento costeiro, a fim de evitar a ocupação irregular e desordenada cujos reflexos sobre as populações e ecossistemas naturais podem ser desastrosos.

A espécie *L. olivacea*, mostrou-se predominante em toda a área de estudo, onde compõe o seu segundo maior sítio reprodutivo no País. Acredita-se que esse fator está fortemente relacionado à presença de desembocaduras de rios aliado a um perfil de praia favorável, bastante semelhante ao encontrado no litoral sergipano, principal sítio reprodutivo para a espécie. Entende-se, portanto, que as ações de conservação dessa espécie devem envolver também a área de estudo deste trabalho que pode compor uma boa parcela do recrutamento de filhotes, bem como da população de fêmeas de tartaruga oliva no Brasil.

O Projeto TAMAR ICMBio, desenvolve suas atividades na área desde a década de noventa, tendo buscado melhorar seu monitoramento a cada ano. Este trabalho, visando contribuir para traçar ações mais adequadas na região, analisou as cinco últimas temporadas reprodutivas, entre as quais houve uma mudança de estratégia. Os resultados obtidos indicam a importância das decisões desse nível, já que diferentes estratégias podem trazer reflexos inesperados.

Quando dessa mudança, identificou-se o surgimento de dois reflexos negativos: o aumento nas proporções de ninhos não identificados, prejudicando o monitoramento, e o aumento nas taxas de predação animal, perturbando as atividades de monitoramento em diversas esferas (diminuição esperada no recrutamento de filhotes, maior dificuldade de identificação das espécies, *e.g.*). O importante é que tão logo se identifique o problema, decisões sejam tomadas no sentido de reverter os pontos negativos.

O aumento da proporção de ninhos não identificados mostra-se como uma questão de adaptação à nova demanda de monitoramento gerada pelo

novo manejo. Deixar os ninhos nas praias é, notoriamente, a condição mais indicada na literatura, no entanto exige um esforço maior para coleta de dados e acompanhamento próximo dos ninhos. Na realidade da sub-base Mangue Seco, certamente um aumento na equipe de campo e maiores investimentos, sobretudo relativos ao veículo utilizado e suprimento de combustível poderá ser revertido em números ainda melhores de monitoramento. Isso possibilitaria um acompanhamento mais intensivo dos ninhos, podendo inclusive gerar um incremento no flagrante de fêmeas, reduzindo o tempo entre a postura e a proteção dos ninhos e, conseqüentemente, da predação antes do monitoramento. No entanto, entende-se que a política de investimento em conservação tem suas limitações. Ressaltando sem dúvida o empenho e competência das equipes responsáveis pelo monitoramento da área no período de estudo, a qual, mesmo diante dessas limitações logísticas, manteve sempre ótimos níveis relativos aos dados, notando-se melhoras anuais em diversas esferas.

Em relação à predação, este trabalho propõe e testa uma metodologia de utilização de bandeiras para afugentar predadores, especialmente carnívoros. O principal intuito desta metodologia é poder manter os ninhos em seus locais de origem nas praias, minimizando a necessidade de intervenção antrópica direta, com reflexos como a redução da taxa de sucesso dos ninhos ou possíveis alterações causadas nas proporções sexuais dos ninhos.

O método citado foi, portanto, padronizado e mostra-se bastante eficaz na redução da predação. Além de caracterizar-se como um método não letal, raro em se tratando de controle de predação de ninhos de tartarugas em todo mundo. O uso de bandeiras é de fácil aplicação e tem seus custos reduzidos. Assim sendo, recomenda-se que o método seja incorporado à rotina de monitoramento associado ao uso de telas em todos os ninhos na área de estudo. Acredita-se que o uso de bandeira poderá ser

estendido também a outras regiões que potencialmente enfrentem a problemática da predação de ninhos.

No entanto, entende-se que é importante que se faça o manejo das predações e não a eliminação total dos eventos de predação. Isso porque estes podem representar importantes processos no ecossistema e devem, portanto ser considerados como tais.

As populações de tartarugas marinhas estão fortemente ameaçadas em todo o mundo, justificando e até mesmo reivindicando diversas ações conservacionistas relativas a essas populações. Ainda assim, deve-se considerar em qualquer ação de manejo que as espécies ameaçadas também são importantes componentes dos ecossistemas e que estão constantemente envolvidas em processos ecológicos naturais e até mesmo processos evolutivos.

O próprio fenômeno de predação enquadra-se nessa situação. As tartarugas marinhas têm uma importância fundamental no transporte de nutrientes entre o ambiente marinho e terrestre (tabela 4), cumprindo diversos papéis fundamentais relativos a cadeias tróficas.

Tabela 4. Quantidade de nutrientes e energia transportados do ambiente marinho para o ambiente terrestre por tartarugas marinhas (*Chelonia mydas* e *Eretmochelys imbricata*) que utilizavam as praias da região do Caribe para nidificação antes da chegada dos colonizadores europeus. Adaptado de Bouchard & Bjorndal 2000.

	<i>Chelonia mydas</i>	<i>Eretmochelys imbricata</i>	TOTAL
Matéria orgânica (kg)	17.337.600	365.669	17.703.269
Nitrogênio (kg)	1.814.400	38.268	1.852.668
Fósforo (kg)	163.800	3.455	167.255
Energia (kJ)	471.844.800.000	9.952.000.000	481.796.800.000

Segundo Bouchard & Bjorndal 2000, a energia e matéria transportadas pelas tartarugas para o ambiente terrestre podem representar importantes fontes especialmente para vegetação de dunas e predadores terrestres, incluindo insetos e outros invertebrados. Os autores mostram ainda que de 29 a 40% desses nutrientes são disponibilizados para detritívoros, decompositores e plantas, enquanto que de 26 a 31% dos nutrientes são consumidos por predadores de ninhos.

Programas de manejo podem diminuir a disponibilidade de nutrientes no ecossistema terrestre protegendo ninhos da predação, ou eliminando populações inteiras de predadores, por exemplo, cujos reflexos são ainda bastante discutidos. Outro efeito relativo a programas de manejo é a redistribuição e remoção dos nutrientes através da transferência dos ninhos nas praias ou para cercados de incubação (Bouchard & Bjorndal 2000).

Ressalta-se ainda a importância ecológica dos milhões de filhotes que alcançam o ambiente marinho anualmente, ainda que o sucesso destes não seja alto. E ainda, em sua fase juvenil e adulta, figuram sem dúvida como um dos principais “arquitetos” estruturais e funcionais do ecossistema marinho (Frazer 2003).

Assim percebe-se a abrangência que devem ter as tomadas de decisão referentes ao manejo de populações ameaçadas, não só tartarugas marinhas. Em relação a esses animais, diversos dados e reflexos foram apresentados e brevemente discutidos por este trabalho.

No que tange a mudança de estratégia na área de estudo durante o período analisado, percebeu-se que apesar de trazer reflexos negativos relativos à identificação dos ninhos e taxa de predação, acabou por resultar também em um incremento no recrutamento de filhotes em relação ao manejo anterior (transferência dos ninhos). Ainda assim, as altas taxas de predação encontradas parecem estar contribuindo para mascarar esses

valores de recrutamento. Com o controle das taxas de predação, certamente haverá um acréscimo nas proporções de filhotes recrutados. Dessa forma, esse trabalho pretende contribuir para que esses números possam ser cada vez mais expressivos, no entanto apontando e desenvolvendo reflexões relativas ao manejo de tartarugas marinhas no Brasil.

Encerro este trabalho retomando a reflexão proposta já nas primeiras páginas. Segundo Frazer 2003, todos os atores envolvidos no manejo e conservação de tartarugas marinhas devem se perguntar: Quantas tartarugas marinhas nós precisamos? Quanto valem as tartarugas marinhas?

A autora acima citada, envolvida a mais de 25 anos na conservação de tartarugas marinhas, analisa economicamente a viabilidade de exploração das tartarugas, bem como as importâncias relativas desse tipo de uso em diferentes locais do globo. Entretanto sua análise ultrapassa a esfera econômica, passando pela cultura e costumes de diferentes povos, atribuindo valores de uso e não uso desses animais.

Dentre os valores de uso encontram-se os: de consumo, como coleta de ovos, uso de carne e couro; os não de consumo como a utilização das tartarugas como um potencial de ecoturismo; e ainda um terceiro valor de uso deixado em aberto para futuras concepções a esse respeito.

Já em relação aos valores de não uso ressalta o valor ecológico e o valor de existência. O valor ecológico já foi bastante discutido e abordado por este trabalho, passando pelo fluxo de nutrientes, cadeias tróficas e seus papéis no ecossistema marinho, entre outros. O valor de existência trata de conceitos bastante particulares, quem sabe até mesmo individuais. A autora divide o valor de existência em valor intrínseco e valor de permanência.

O valor intrínseco da existência de um ser vivo deve ser estendido a todos. Todo e qualquer ser vivo abarca um valor por si só, pelo fato de sua existência. Não devendo importar sua posição taxonômica ou utilitarista à população humana. Trata-se do ser, pelo ser.

O valor de permanência parte para uma esfera de sensibilização maior, baseado em características humanas. Ele diz respeito a quanto dessas tartarugas gostaríamos que as nossas próximas gerações encontrassem no mundo. Há nesse ponto uma valorização quase que abstrata dos seres vivos. No sentido de apoiar a idéia da permanência máxima do que se tem hoje, mesmo que nunca se quer tenha tido algum contato direto com eles.

Certamente é uma questão que não se restringe apenas às tartarugas marinhas, ou demais seres da, “pejorativamente”, chamada de “megafauna carismática”. Trata-se de um conjunto de juízos de valor, os quais devem ser ampliados a questões de conservação ainda maiores.

Ou seja, ainda com as idéias de Frazer 2003, a determinação de quantas tartarugas marinhas são necessárias, depende diretamente do tipo de cenário em que buscamos atingir a sustentabilidade (econômica, ecológica, social e, por que não, evolutiva). E ainda, depende também do quanto se quer restringir ou diminuir o nosso atual nível de influência nos sistemas terrestres e marinhos. O quanto de tartarugas marinhas e, sobretudo, o quanto do mundo atual se quer manter daqui em diante.

Em outras palavras, essa escolha depende de mim e de você.

6. Referências

- ANTWORTH, R. L.; PIKE, D.A.; STINER, J.C. 2006. Nesting ecology, current status, and conservation of sea turtles on an uninhabited beach in Florida, USA. **Biological Conservation**, United Kingdom, 130, p.10 –15.
- BAPTISTOTTE, C. A clarification on the activities of Projeto TAMAR, Brazil. 1995. **Chelonian Conservation and Biology**, Massachusetts, v.1, n.4, p.328-329.
- BARTON, B. T. & ROTH, J. D. 2006. Sea turtle nest predators: Implications for community ecology. **Yale University; University of Central Florida: SICB**.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C.; R. HARPER, J.L. 2006. **Ecology: from individuals to ecosystems**. 4. ed. USA: Blackwell Publishing.
- BEISIEGEL, B. DE M. 1999. Contribuição ao estudo da história natural do cachorro do mato, *Cerdocyon thous*, e do cachorro vinagre, *Speothos venaticus*. **Teste de doutorado. Instituto de Psicologia. Universidade de São Paulo**. São Paulo. s.n. 1999. 100 p.
- BERTA A. 1982. *Cerdocyon thous*. **Mammalian Species** 186: 1-4.
- BOUCHARD, S.S. & BJORN DAL, K.A. 2000. Sea turtles as biological transporters of nutrients and Energy from marine to terrestrial ecosystems. **Ecology**, v.81, n.8, p.2305–2313.
- BOWEN, B. W.; KARL S. A. 2007. Population genetics and phylogeography of sea turtles. **Molecular Ecology** 16 (23) , 4886–4907

- CASTILHOS, J.C.; SILVA, A.C.C.D. 1998. Análise comparativa de ninhos transferidos e ninhos mantidos “*in situ*” das espécies *Lepidochelys olivacea* e *Caretta caretta* durante temporada reprodutiva de 96/97. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 22. Recife. **Resumos...** Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 1998, p 289. ref.1137.
- CASTILHOS, J. C. de & TIWARI, M. 2006. Preliminary Data and Observations from na increasing Olive Ridley Population in Sergipe, Brazil. **Marine Turtle Newsletter** 113:6-7.
- CHATTO, R.1998. A preliminary overview of the locations of marine turtle nesting in the NT. In ‘Marine Turtle Management in Northern Australia. In: WORKSHOP HELD AT THE NORTHERN TERRITORY UNIVERSITY, Darwin, 1997. **Proceedings...** [S.l.: s.n.].
- DA SILVA, A.C.C.D., J.C. CASTILHOS, D.A.S. ROCHA, F.L.C. OLIVEIRA, M.I. WEBER & P.C.R. BARATA. 2003. Nesting biology and conservation of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) in the state of Sergipe, Brazil. In: J.A. Seminoff (Compiler). **Proceedings of the Twenty-Second Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation**. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503. pp. 89.
- D'AMATO, A.F; MARCZWSKI, M. 1993. Aspectos da biologia de tartarugas marinhas (Cheloniidae) na região de Praia do Forte, Município de Mata de São João, Bahia, Brasil, durante o período reprodutivo 1990-1991. **Arquivos Biologia e Tecnologia**, Curitiba, v.36, n.3, p.513-519.
- DONLAN, E. M.; TOWNSEND, J. H.; GOLDEN, E. A. 2004. Predation of *Caretta caretta* (Testudines: Cheloniidae) Eggs by Larvae of *Lanelater sallei* (Coleoptera: Elateridae) on Key Biscayne, Florida. **Caribbean Journal of Science**. Mayaguez, v. 40, n.3, 415-420..

- FOOTE, J. J.; FLOYD, J. L.; MUELLER, T. L.; SALMON, M.; SPRINKEL J. M. 1998. Changes on the loggerhead nest predation patterns on west central Florida beaches. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 18., Mazatlán, Sinaloa México. **Proceedings...**, [S.l.:s.n.], 1998. p.189-190.
- FRAZER, N. B. 2003. Conflicting views of sea turtles. How many do we need, how much are they worth? In: **Conference proceedings. People and the Sea II: Conflicts, Threats and Opportunities**. Centre for Maritime Research (MARE), Amsterdam, 4-6 Setembro de 2003.
- FRAZIER, J. 1999. Generalidades de la historia de vida de las tortugas marinas. In: **"Conservación de Tortugas Marinas en la Región Del Gran Caribe – Un diálogo para el Manejo Regional Efectivo"**, p.3-16.
- GODFREY, M. H.; D'AMATO, A. F.; MARCOVALDI, M. Â.; MROSOVSKY, N. 1999. Pivotal temperature and predicted sex ratios for hatchling hawksbill turtles from Brazil. **Canadian Journal of Zoology**, Canada, v.77, p.1465-1473.
- IUCN, International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources 2007. **IUCN Red list of threatened species**. www.redlist.org (Acessado em julho de 2007).
- JUAREZ, K. M. & MARINHO-FILHO, J. 2002. Diet, habitat use, and home ranges of sympatric canids in Central Brazil. **Journal of Mammalogy** 83:925-933.
- KALB, H.J. 1999. Behavior and physiology of solitary and arribada nesting olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*) during the internesting period. **Ph.D. dissertation. Texas A&M University**, College Station, TX.

- MARCOVALDI, M. Â. & LAURENT, A. 1996. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. **Chelonian Conservation and Biology**, Massachusetts, 2, p. 55-59.
- MARCOVALDI, M. Â.; GODFREY, M. H.; MROSOVSKY, N. 1997. Estimating sex ratios of loggerhead turtles in Brazil from pivotal incubation duration. **Canadian Journal of Zoology**, Canada, n.75, p. 755-770.
- MARCOVALDI, M. Â.; BAPTISTOTTE, C.; CASTILHOS, J. C. DE; GALLO, B.M.G.; LIMA, E.H.S.M.; SANCHES, T.M.; VIEITAS, C.F. 1998a. Activities by Project TAMAR in Brazilian sea turtle feeding grounds. **Marine Turtle Newsletter**, Scotland, n.80, p. 5-7.
- MARCOVALDI, M. Â.; SILVA, A. C. C. D. DA; GALLO, B. M. G.; BAPTISTOTTE, C.; VIEITAS, C. F.; BELLINI, C.; LIMA, E. H. S. M.; CASTILHOS, J. C. DE; THOMÉ, J. C. A.; SANCHES, T. M. 1998b. Sea turtle feeding grounds of Brazil. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 18., 1998. Sinaloa. **Proceedings...**, [S.l.:s.n.], p 87.
- MARCOVALDI, M. Â. & MARCOVALDI, G. G. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. **Biological Conservation**, United Kingdom, 91, p. 35-41.
- MARCOVALDI, M. A.; THOME, J. C. A. 1999. Reducing threats to turtles. In: ECKERT, K.L.; BJORN DAL, K.A.; GROBOIS, F.A.A. (eds.). **Reducing threats to turtles Research and management techniques for the conservation of sea turtles**. [S.l.]: SSC-IUCN, 1999. p. 165-168.
- MARCOVALDI, M. A.; VIEITAS, C. F.; GODFREY, M. H. 1999. Nesting and conservation of *Eretmochelys imbricata* in Northern Bahia, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, Massachusetts, v.3, n.2, p. 301 - 307.

- MARCOVALDI, M. Â. 2001. Status and distribution of the olive ridley turtle, *Lepidochelys olivacea*, in the Western Atlantic Ocean. In: K.L. Eckert and F. A. Abreu-Grobois (editors). **Proceedings of the Regional Meeting: Marine Turtle Conservation in the Wider Caribbean Region**. Santo Domingo, 16-18 November 1999. WIDECAST, IUCN-MTSG, WWF and UNEP-CEP. pp 52-56.
- MARCOVALDI, M. Â.; GALLO, B. M. G.; LIMA, E. H. S. M; GODFREY, M. H. 2001. Nem tudo que cai na rede é peixe: An environmental education initiative to reduce mortality of marine turtles caught in artisanal fishing nets in Brazil. **Ocean Yearbook**, Chicago, n.15, p. 246-256.
- MCGOWAN, A.; ROWE, L. V., BRODERICK, A. C.; GODLEY, B. J. 2001. Nest Factors Predisposing Loggerhead Sea Turtle (*Caretta caretta*) Clutches to Infestation by Dipteran Larvae on Northern Cyprus. **Copeia**, Lawrence, Kan, 3, p. 808–812.
- MEIER, G. G.; VARNHAM, K. 2004. Rat Eradication as Part of a Green Turtle (*Chelonia mydas*) Conservation Programme in Indonesia. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, 106, p.1-12.
- MEYLAN, A. B. & MEYLAN, P.A. 1999. An introduction to the Evolution, Life History, and Biology of Sea Turtles. In: ECKERT, K.L.; BJORN DAL, K.A.; GROBOIS, F.A.A. (eds.). **Research and management techniques for the conservation of sea turtles**. [S.l.]: SSC-IUCN, 1999. p. 03 - 05.
- MICHALSKI, F.; JR. CRAWSHAW, P. G.; DE OLIVEIRA, T. G. FABIAN, M. E. 2006. Notes on home range and habitat use of three small carnivore species in a disturbed vegetation mosaic of southeastern Brazil. **Mammalia**, 52–57. DOI 10.1515/MAMM.2006.004

- MILLER, J. D. 1999. Determining clutch size and hatchlings success. In: ECKERT, K.L.; BJORN DAL, K.A.; GROBOIS, F.A.A. (eds.). **Research and management techniques for the conservation of sea turtles**. [S.l.]: SSC-IUCN, 1999. p. 45 – 55.
- MILLER, J. D., LIMPUS, C. J., GODFREY, M. H., 2003. Nest site selection, oviposition, eggs, development, hatching, and emergence of loggerhead turtles. In: Bolten, A., Witherington, B. (Eds.), **Biology and Conservation of Loggerhead Sea Turtles**. University of Washington Press, pp. 125–143.
- MMA, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2003. **Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, Brasil**. <http://www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/index.cfm> (acessado em julho de 2007).
- NARO-MACIEL, E.; MROSOVSKY, N.; MARCOVALDI, M. Â. 1999. Thermal Profiles of sea turtle hatcheries and nesting areas at Praia do Forte, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, Massachusetts, v.3, n.3, p. 407 -413.
- O'TOLLE, T. 2003. Protecting sea turtle nests from raccoon depredation at Sebastian Inlet State Park. In: **International Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation**, 23., Kuala Lumpur, Malaysia. [S.l.:s.n.].
- PITMAN, M. R. P. L. ... [et al.]. 2002. **Manual de identificação, prevenção e controle de predação por carnívoros**. Brasília: Edições IBAMA, 2002. 83 p.
- PLOTKIN, P.T. 2003. Adult migrations and habitat use. Pp. 225-241. In: P. Lutz, J. Musick, and J. Wyneken (eds.). **The Biology of Sea Turtles: II**. CRC Press, Boca Raton, FL.
- PORTAL SEIA – **Serviço de Informação Ambiental do Estado da Bahia** – disponível em: <http://www.seia.ba.gov.br> . Acessado em julho de 2007.

- PROJETO TAMAR-IBAMA. 2005. **As tartarugas marinhas no Brasil: Estado da arte**. Praia do Forte 154 p. Material não publicado.
- POUGH, F. H.; JANIS, C. M.; HEISER, J. B. 2003. **A Vida dos Vertebrados**. 3. ed. São Paulo: Atheneu.
- RATNASWAMY, M. J. & WARREN, R. J. 1998. Removing raccoons to protect sea turtle nests: are there implications for ecosystem management? **Wildlife Society Bulletin**, 26 (4):846 – 850.
- RICHARDSON, J. I. 1999. Priorities for studies of Reproduction and Nesting Biology. In: ECKERT, K.L.; BJORN DAL, K.A.; GROBOIS, F.A.A. (eds.). **Research and management techniques for the conservation of sea turtles**. [S.l.]: SSC-IUCN, 1999. p. 12 - 14.
- ROCHA, V. J.; DOS REIS, N.; SEKIAMA, M. L. 2004. Dieta e dispersão de sementes por *Cerdocyon thous* (Linnaeus 1766) (Carnívora, Canidae), em um fragmento florestal no Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. 21 (4): 871 – 876.
- SANTOS, A. S.; MARCOVALDI, M. Â. 2000. Actualización sobre la Población Anidadora de Tortugas Caguamas em Praia do Forte, Bahia, Brasil. **Noticiario de Tortugas Marinas**, [S.l.], 89, p. 8 -11.
- SCHROEDER, B. & MURPHY, S.1999. Priorities for studies of Reproduction and Nesting Biology. In: ECKERT, K.L.; BJORN DAL, K.A.; GROBOIS, F.A.A. (eds.). **Research and management techniques for the conservation of sea turtles**. [S.l.]: SSC-IUCN, 1999. p. 45 – 55.
- SEMARH – **Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado da Bahia** – disponível em: <http://www.semarh.ba.gov.br> . Acessado em Julho de 2007.

- TROVATI, R. G.; DE BRITO, B. A.; DUARTE, J. M. B. 2007. Área de uso e utilização do habitat de cachorro do mato (*Cerdocyon thous* Linnaeus 1766) no cerrado da região central do Tocantins, Brasil. **Mastozoología Neotropical**, 14(1):61-68, Mendoza.
- WOOLARD, J.; ENGEMAN, R. M.; SMITH, H. T.; GRINER, J. 2004. Cheloniidae (Marine turtle) nest predation. **Herpetological Review**, Lawrence Kan, U.S., v.35, n.4.
- YERLI, S.; CANBOLAT, A. F.; BROWN, L. J. MACDONALD, D. W. 1997. Mesh grids protect loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nests from red fox (*Vulpes vulpes*) predation. **Biological Conservation**. 82. 109 – 111.
- ZEPPELINI, D.; MASCARENHAS, R.; MEIER, G. G. 2007. Rat Eradication as Part of a Hawksbill Turtle (*Eretmochelys imbricata*) Conservation Program in an Urban Area in Cabedelo, Paraíba State, Brazil. **Marine Turtle Newsletter, Wales**, n.117.